



**IV CONFERENCIA
PANAMERICANA DE
SISTEMAS DE HUMEDALES**
PARA EL TRATAMIENTO Y MEJORAMIENTO DE LA CALIDAD DEL AGUA

LIBRO DE MEMORIAS

**IV CONFERENCIA
PANAMERICANA DE
SISTEMAS DE HUMEDALES**

15 - 18 DE MAYO

2018



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA

Universidad Nacional
Agraria La Molina



UNIVERSIDAD PERUANA
CAYETANO HEREDIA

Universidad Peruana
Cayetano Heredia



UNIVERSIDAD POLITÉCNICA
DE VALENCIA
Cátedra UNESCO de Sostenibilidad

Cátedra UNESCO de
Sostenibilidad



AARHUS UNIVERSITY

Universidad de Aarhus
Dinamarca



CCA
CENTRO DE COMPETENCIAS
DEL AGUA

Centro de Competencias
del Agua



IMTA
INSTITUTO MEXICANO
DE TECNOLOGÍA
DEL AGUA

Instituto Mexicano
de Tecnología del
Agua



UTP
UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA
DE PEREIRA

Universidad
Tecnológica de
Pereira



LIBRO DE MEMORIAS

IV Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua

2018, 310 p.

Primera edición electrónica: Octubre de 2018.

Libro digital, PDF

ISBN: 978-612-4387-10-4

1. Humedales 2. Tratamiento de aguas

© Giovanna Sánchez Celis; Rosa María Miglio Toledo; Rosemary Vela Cardich; Erika Alejandra Cadillo La Torre

© Universidad Nacional Agraria La Molina
Av. La Molina s/n La Molina, Lima – Perú
<http://www.lamolina.edu.pe/>

El presente contenido: texto y figuras de los resúmenes extendidos, son propiedad exclusiva de los autores. Queda prohibida su reproducción total o parcial por cualquier medio mecánico, químico, óptico, incluyendo sistema de fotocopiado, sin autorización escrita del autor.

Diseño y diagramación:
Roxana Coronel Gonzales



**IV CONFERENCIA
PANAMERICANA DE
SISTEMAS DE HUMEDALES**
PARA EL TRATAMIENTO Y MEJORAMIENTO DE LA CALIDAD DEL AGUA

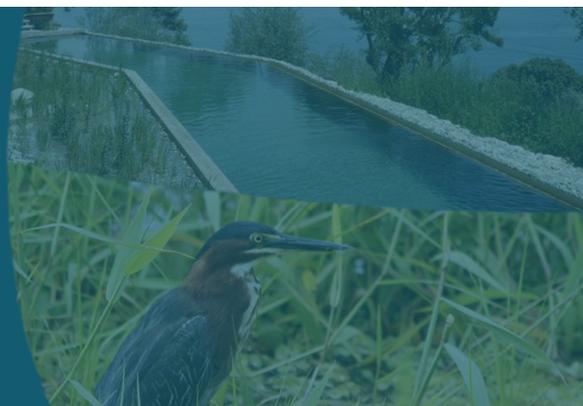
LIBRO DE MEMORIAS

**IV CONFERENCIA
PANAMERICANA DE
SISTEMAS DE HUMEDALES**

15 - 18 DE MAYO

2018

PRÓLOGO



Desde el año 2012, se han venido realizando sucesivas ediciones de la “Conferencia Panamericana de sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua”. La primera conferencia se realizó en la ciudad de Pereira, Colombia, en febrero del 2012; y abrió el camino para contar con una conferencia latinoamericana de frecuencia bianual que ha permitido crear redes y ampliar la difusión de conocimientos sobre humedales construidos y naturales en América Latina.

Este año 2018, la IV Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Tratamiento y Mejoramiento de la calidad del Agua, se desarrolló en la ciudad de Lima, Perú, entre el 15 y el 18 de mayo, y fue organizada por la Universidad Nacional Agraria La Molina, con la colaboración de las siguientes instituciones:

- Universidad Peruana Cayetano Heredia (PERÚ)
- Cátedra UNESCO -Universidad Politécnica de Catalunya (ESPAÑA)
- Universidad de Aarhus (DINAMARCA)
- Universidad Tecnológica de Pereira (COLOMBIA)
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (MÉXICO)
- Centro de Competencias del Agua - Proyecto Agua Andes (PERÚ)

El programa técnico comprendió 11 temas principales:

- Humedales para el tratamiento de efluentes sanitarios y municipales.
- Humedales de tratamiento de efluentes industriales, lixiviados y efluentes agrícolas
- Biodegradación de nutrientes, metales, metaloides, contaminantes emergentes y compuestos recalcitrantes en humedales
- Experiencias en plantas a escala completa y sistemas descentralizados
- Humedales construidos en zonas altoandinas
- Estrategias de diseño y operación de humedales construidos
- Modelación de contaminantes e hidráulica en humedales construidos
- Humedales naturales
- Innovación en humedales construidos
- Rol de las plantas en humedales construidos
- Eliminación de nutrientes en humedales construidos.

Como antesala, el 14 de mayo se desarrolló un curso pre-conferencia titulado “Diseño, Construcción y Operación de Humedales Construidos para la Depuración de Aguas Residuales”. La conferencia contó con 120 participantes provenientes de 13 países diferentes. Entre los expositores del evento, se contó con la participación de reconocidos científicos en el ámbito de humedales, quienes presentaron 7 conferencias magistrales, ellos fueron: el Dr. Hans Brix (Aarhus University, Dinamarca),

Dr. Armando Rivas Hernández (Instituto de Tecnología del Agua, México), Ing. MgSc. Rosa Miglio Toledo (Universidad Nacional Agraria la Molina, Lima-Perú). En cuanto al material producido se recibieron 81 resúmenes extendidos, de los cuales 50 fueron seleccionados para presentación oral y 23 para presentación de posters dentro del programa final. Todos estos resúmenes fueron sometidos a la evaluación de un riguroso comité científico conformado por 27 investigadores nacionales e internacionales.

La conferencia ha dejado como frutos adicionales la renovación de la Red Panamericana de Sistemas de humedales de tratamiento, con nuevos integrantes y la conformación de un comité directivo con la presencia de Vocales o nodos de la red por país; deseamos el mayor de los éxitos a esta iniciativa.

En nombre del Comité Organizador, agradezco a todos los participantes, y a todos los profesionales involucrados en el proceso de evaluación y organización, a los estudiantes voluntarios de las facultades de Ingeniería Agrícola y Ciencias Ambientales de la Universidad Nacional Agraria La Molina, a las instituciones colaboradoras y a nuestros patrocinadores, quienes apoyaron arduamente en la realización de este tan importante evento.

Rosa María Miglio Toledo
Presidenta
Comité organizador



IV CONFERENCIA PANAMERICANA DE SISTEMAS
DE HUMEDALES PARA EL TRATAMIENTO Y
MEJORAMIENTO DE LA CALIDAD DEL AGUA.

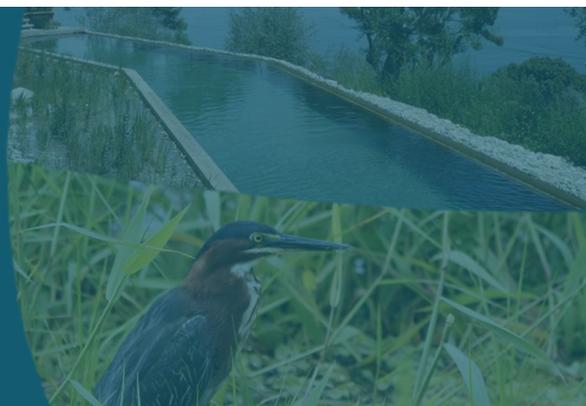


**Universidad Nacional Agraria La Molina
(UNALM)
Lima - Perú
15 - 18 de mayo, 2018**



Fotografía: Hernán R. Hadad

MIEMBROS DEL COMITÉ ORGANIZADOR



Rosa María Miglio Toledo

Presidenta

Universidad Nacional Agraria La Molina - UNALM-PERÚ

Rosemary Vela Cardich

Vicepresidenta

Universidad Nacional Agraria La Molina - UNALM-PERÚ

Raúl Loayza Muro

Universidad Peruana Cayetano Heredia

UPCH-PERÚ

Rosario Pastor Zegarra

Cátedra Unesco-Universidad Politécnica de Catalunya

UPC- ESPAÑA

Carlos Arias

Universidad de Aarhus

UA-DINAMARCA

Diego Paredes Cuervo

Universidad Tecnológica de Pereira

UTP - COLOMBIA

Armando Rivas Hernández

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

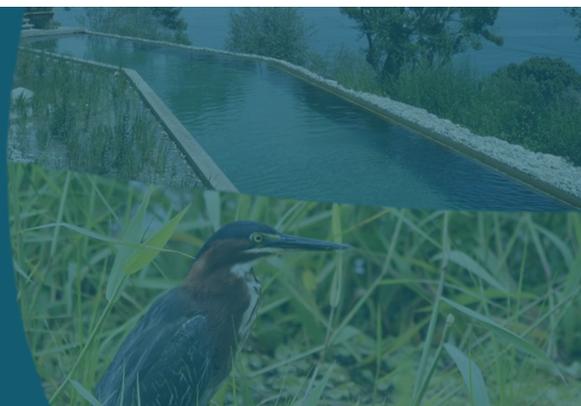
IMTA-MÉXICO

Bram Willems

Centro de Competencias del Agua - Proyecto Agua Andes

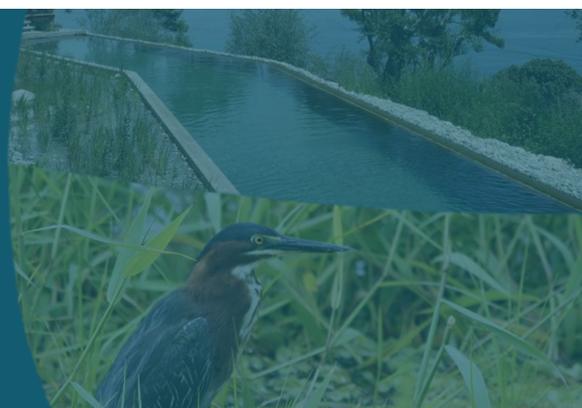
CCA-PERÚ

MIEMBROS NACIONALES E INTERNACIONALES DEL COMITÉ CIENTÍFICO



1. Alarcón Herrera, Ma. Teresa.	Centro de Investigación en Materiales Avanzados (MÉXICO)
2. Arias, Carlos A.	Aarhus University (DINAMARCA)
3. Bayona, Josep.	Consejo Superior de Investigaciones Científicas-Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (ESPAÑA)
4. Brisson, Jacques.	Université de Montréal-Institut de recherche en biologie végétale (CANADÁ)
5. Brix, Hans.	Aarhus University (DINAMARCA)
6. Calle Maraví, José.	Universidad Nacional Agraria La Molina (PERÚ)
7. Castro, María Luisa.	Organización Panamericana de la Salud (PERÚ)
8. Hadad, Hernán R.	Universidad Nacional del Litoral-CONICET (ARGENTINA)
9. Hoffmann, Heike.	Universidad Nacional Agraria La Molina (PERÚ)
10. Lara Borrero, Jaime.	Pontificia Universidad Javeriana Bogotá (COLOMBIA)
11. Loayza Muro, Raúl.	Universidad Peruana Cayetano Heredia (PERÚ)
12. Loureiro, Paula.	Universidad Federal de Mato Grosso do Sul (BRASIL)
13. Maine, Ma. Alejandra.	Universidad Nacional del Litoral-CONICET (ARGENTINA)
14. Madera, Carlos.	Universidad del Valle (COLOMBIA)
15. Meza, Víctor.	Universidad Nacional Agraria La Molina (PERÚ)
16. Morató, Jordi.	Cátedra Unesco de Sostenibilidad, Universidad Politécnica de Catalunya (ESPAÑA)
17. O'Hogain, Sean.	Dublin Institute of Technology (IRLANDA)
18. Paredes Cuervo, Diego.	Universidad Tecnológica de Pereira (COLOMBIA)
19. Pastor, Rosario.	Cátedra Unesco de Sostenibilidad, Universidad Politécnica de Catalunya (ESPAÑA)
20. Rivas Hernández, Armando.	Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (MÉXICO)
21. Rousseau, Diederik.	Ghent University. (BÉLGICA)
22. Sezerino, Pablo.	Universidade Federal de Santa Catarina (BRASIL)
23. Vidal, Gladys.	Universidad de Concepción (CHILE)
24. Visitación, Lizardo.	Universidad Nacional Agraria La Molina (PERÚ)
25. Von Sperling, Marcos.	Universidade Federal de Minas Gerais (BRASIL)
26. Zurita, Florentina.	Universidad de Guadalajara (MÉXICO)
27. Avellán, Tamara.	United Nations University-Institute for Integrated Management of Material Fluxes and of Resources UNU-FLORES (ALEMANIA)

ÍNDICE



PONENCIAS MAGISTRALES

- Aplicación de humedales construidos en la remoción de contaminantes emergentes en aguas residuales urbanas para su reutilización en agricultura 17
Josep M. Bayona
- The Role of Constructed Wetlands for meeting UNs Sustainable Development Goals 21
Hans Brix
- Wastewater treatment in the 21ST Century: Challenges and opportunities 22
George Tchobanoglous
- Appropriate technologies and treatment wetlands in the circular economy framework 23
Jordi Morató
- Experiencias en México de dificultades técnicas, sociales, políticas y económicas para la implementación de humedales de tratamiento 25
Armando Rivas Hernández
- Sistematización de las experiencias con diferentes tecnologías de humedales construidos en América Latina y Caribe 28
Rosa Miglio Toledo, Heike Hoffmann e Irene Guimarães Altafin

SESIONES ORALES

TEMA 1: HUMEDALES PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES SANITARIOS Y MUNICIPALES

- Deshidratación, estabilización y disposición final de descarte de lodos activados en humedales construidos 33
Alejandro Mariñelarena, Hugo Di Giorgi y Jorge Donadelli
- Biojardineras en el Pacífico Central de Costa Rica: Estudio de caso 2012-2017 37
Roy Pérez-Salazar Roy, Carmen Mora-Aparicio, Carolina Alfaro-Chinchilla, Jihad Sasa-Marín y Carola Scholz
- The wastewater treatment by monoculture and polyculture of ornamental plants into horizontal subsurface flow constructed wetlands 41
Ana María Leiva, Romina Núñez, Gloria Gómez, Daniela López and Gladys Vidal
- Comportamiento de Sistemas de Drenaje Urbano Sostenible -SUDS - a escala laboratorio para el tratamiento de agua de escorrentía urbana y agua residual doméstica 45
Julián Lasso, Janneth Cubillos y Diego Paredes Cuervo
- Influence of the operation cycle on the performance of the first stage of a full-scale French System of Vertical Flow Constructed Wetland: focus on the feeding/resting periods 49
Jorge Alejandro García Zumalacarregui, Mirene Augusta de Andrade Moraes, Camila Maria Trein and Marcos von Sperling

Nitrogen bacterial transformations dynamics in unsaturated and partially saturated vertical flow constructed wetland <i>Catiane Pelissari, Mayara O. dos Santos, Benny Z. Rousso and Pablo H. Sezerino</i>	53
Tratamiento de aguas residuales domésticas a nivel familiar, con humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal, mediante la especie macrófita emergente <i>Cyperus Papyrus</i> (Papiro) <i>Milda Amparo Cruz Huaranga y Reyna Magdalena Fiorela Núñez Burga</i>	57
Algunas experiencias en el tratamiento de aguas municipales con humedales construidos de flujo vertical <i>Amado E. Navarro, Federico Beissó, Jean Marc Bec y Thomas Jaumejoan</i>	62
Groundwater Recharge Wetlands and Their Applications <i>Rafael Vázquez-Burney</i>	66
Comparación de la eficiencia de dos macrófitas: <i>Chryzopogon zizanioides</i> y <i>Cyperus alternifolius</i> , en el tratamiento de aguas residuales domésticas, usando humedales artificiales de flujo vertical <i>Miguel Gómez, Rosa Miglio y Giovanna Sánchez</i>	71
TEMA 2: HUMEDALES PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES INDUSTRIALES, LIXIVIADOS Y EFLUENTES AGRÍCOLAS	
Ensuring 100% efficacy of treatment with zero-liquid discharge <i>Chloé Frédette, Jacques Brisson and Yves Comeau</i>	77
Humedal artificial subsuperficial flujo horizontal para tratar un efluente de un RAFA (Industria chocolatera) <i>Mercedes Lucero Chávez, Mario Esparza Soto, Monserrat Ortiz Ávila, María del Carmen Jiménez Moleón, Marivel Hernández Téllez y Daury García Pulido</i>	81
Diseño, aplicación y evaluación de un humedal de flujo subsuperficial horizontal para el tratamiento de efluentes de un tambo robot <i>María Celeste Schierano, María Alejandra Maine, Gabriela Sánchez, María Cecilia Panigatti, Miguel Taverna, Karina García y Juan Pablo Martino</i>	85
TEMA 3: BIODEGRADACIÓN DE NUTRIENTES, METALES, METALOIDES, CONTAMINANTES EMERGENTES Y COMPUESTOS RECALCITRANTES EN HUMEDALES	
Humedales construidos utilizados para la remoción de arsénico del agua <i>Cynthia Corroto, Analia Ariel, Enrique Calderón, Alicia Fernández Cirelli y Alejo Pérez Carrera</i>	92
Adsorción de carbamazepina en roca volcánica con y sin presencia de biopelícula, como mecanismo de remoción en humedales de tratamiento <i>Allan Tejeda y Florentina Zurita</i>	96
Inoculación de <i>Penicillium italicum</i> y un consorcio micorrizico en la rizósfera de <i>Phragmites australis</i> : Efecto sobre la asimilación de fosfato inorgánico en presencia de cadmio <i>J. Roberto Zúñiga – Silva, Octavio Loera Corral y Refugio Rodríguez Vázquez</i>	100
Sistema de humedales construidos a escala para la remoción de antibióticos en agua residual del sector porcícola en Yucatán, México <i>Karina Gabriela León Aguirre, Avel Adolfo González Sánchez, Emanuel Hernández Núñez, Germán Giacomán Vallejo</i>	104

TEMA 4: EXPERIENCIAS EN PLANTAS A ESCALA COMPLETA Y SISTEMAS DESCENTRALIZADOS

Potencial de remoción de arsénico del agua de rechazo de sistemas de osmosis inversa en humedales de Tratamiento **110**
Mario Olmos-Marquez, Cecilia Sáenz-Uribe, Jesús Ochoa-Riveros y María Teresa Alarcón-Herrera

Humedales construidos para el saneamiento en la comunidad campesina de Haparquilla, Cusco, Perú **114**
Diego Suero, Rosario Pastor, Rosa Miglio y Malibet Saca

Evaluación del comportamiento de un sistema de tratamiento a escala real con diferentes tipos de humedales para el tratamiento de aguas residuales domésticas bajo condiciones tropicales **118**
*Diego Paredes Cuervo**

TEMA 5: HUMEDALES CONSTRUIDOS EN ZONAS ALTOANDINAS

Formación accidental de un humedal alto andino en un área de pastoreo de la comunidad campesina de Cordillera Blanca, Ancash-Perú **123**
Ángel Mendoza y Beatriz Fuentealba

Implementación de humedales artificiales de flujo subterráneo horizontal para tratamiento de aguas residuales domésticas en el altiplano norte de La Paz Bolivia **127**
Edwin Guarachi y Exalto Mamani

TEMA 6: ESTRATEGIAS DE DISEÑO Y OPERACIÓN DE HUMEDALES CONSTRUIDOS

Two configurations of constructed wetlands applied for urban wastewater treatment in south of Brazil **133**
Pablo H. Sezerino, Victor Y. Fechine, Mayara O. dos Santos, Benny Z. Rousso, Deborah Dotta Corrêa and Catiane Pelissari

El uso de humedales artificiales como parte de la estrategia de manejo de agua en el Parque Hídrico “La Quebradora” en la Ciudad de México **137**
Víctor Manuel Luna Pabello, Fernando Gómez Martínez, Mónica Rodríguez Estrada, José Antonio Poncelis Gasca, Gregorio Poncelis Gasca, Jorge Compean, Juana Macedo, Fernando Gómez-Santamaría, Alfredo González-Medina, Ernesto Reyes, Imelda Morales, Luciano Hernández, Manuel Perló Cohen y Loreta Castro Mancera

Adaptación del dimensionamiento del sistema francés con fines de reuso de agua residual doméstica en la costa peruana **142**
Vladimir León, Max Höllmann, Heike Hoffmann y Rosa Miglio

TEMA 7: MODELACIÓN DE CONTAMINANTES E HIDRÁULICA EN HUMEDALES CONSTRUIDOS

Hydraulic analysis of the influent distribution system in a pulse-feeding vertical flow constructed wetland (first stage of French system) **145**
Mirene Augusta de Andrade Moraes, Jorge Alejandro García Zumalacarregui, Camila Maria Trein, Luiz Rafael Palmier and Marcos von Sperling

TEMA 8: HUMEDALES NATURALES **156**

Concentración de nutrientes en sistemas lóticos y lénticos del río Paraná medio, Argentina **160**
Hernán Hadad, María Alejandra Maine, Gabriela Sánchez, Mercedes Mufarregge, Gisela Di Luca, Sandra Caffaratti y María del Carmen Pedro

Fenología y dinámica de crecimiento de la totora guinea (*Typha domingensis*) en la albufera Medio Mundo, distrito de Vegueta, Huaura-Lima
Leonardo Alcántara y Javier Arias

TEMA 9: INNOVACIÓN EN HUMEDALES CONSTRUIDOS

- Reutilización de efluentes provenientes de humedales construidos a escala laboratorio para riego de flores de corte en cultivo aeropónico **166**
Ismael Vera, Jorge Olave, Sussy Tapia, Wladimir Chávez y Carlos Arias
- Propuesta de un humedal artificial modular para tratamiento de aguas grises y amarillas en centros de educación básica **171**
Mónica Rodríguez Estrada, Alfredo González Medina, Víctor Manuel Luna Pabello, Sergio Aburto Castañeda, Ulises Rojas Zamora, Ernesto Carlos Reyes Alvarado, Cecilia Téllez Quintanar, Ana Gabriela Ortega Alvarado, Angélica Dorantes Vera, Mishel Adrián Larumbe Rojas, Arturo Giovanni Nicolai Martínez y José Luis Parra Cabrera
- Comparación de medios de empaque, usados como ánodos, en un humedal artificial asistido electroquímicamente a escala de laboratorio **175**
María G. Salinas-Juárez, Diana Yomali Álvarez Esquivel y María del Carmen Durán Domínguez de Bazúa
- Degradación del agente bactericida triclosan en dos humedales construidos de América Latina **179**
Germán Enamorado-Montes, Amado Navarro-Frómata, José Marrugo-Negrete, Saudith Burgos-Núñez, Iván Urango-Cárdenas y José Palacín-Salcedo
- Towards a Constructed Wetlands Knowledge Platform **184**
Tamara Avellán, Néstor De la Paz, Kurt Brüggemann, Leon Zimmermann and Vaitheswari Selvam
- Comportamiento del sistema integrado humedal construido-celda combustible microbiana para el tratamiento de aguas servidas y generación de electricidad **188**
Thais González y Gladys Vidal
- Generación de corriente eléctrica en humedales bioelectroquímicos **192**
Santiago Cabred, Aisha Guardia, Valeria Giunta, Juan E. Busalmen, Juan P. Busalmen y Sebastián Bonanni
- Estudio del efecto de la aireación artificial en humedales construidos para el tratamiento de agua residual doméstica a escala piloto en el eje cafetero colombiano **196**
Diego Paredes Cuervo y Cristhian Galeano León

TEMA 10: ROL DE LAS PLANTAS EN HUMEDALES CONSTRUIDOS

- Evaluación de dos especies ornamentales (*Iris sibirica* y *Zantedeschia aethiopica*) para la captación, translocación y transformación de carbamazepina **202**
Florentina Zurita, Ángeles X. Torres y Allan Tejada
- Remoción de fragancias en humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal a escala experimental **206**
José Palacín-Salcedo, Amado Navarro-Frómata, German Enamorado-Montes y José Marrugo-Negrete
- Thalia geniculata* L. y *Cyperus articulatus* L. en la reducción de materia orgánica y nutrientes en humedales construidos tropicales **210**
Arturo Narváez, Jhan Charris Henry Casierra, Lourdes Varela and Aracelly Caselles-Osorio
- Comunidad bacteriana nitrificante y desnitrificante asociada a la rizósfera de *Thalia geniculata* L. y *Cyperus articulatus* L. en humedales construidos bajo condiciones experimentales **213**
Eyvis Barraza, Alejandro Llanos Lourdes L Varela y Aracelly Caselles

TEMA 11: ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES EN HUMEDALES CONSTRUIDOS

- Humedales de tratamiento flotantes para la remoción de P y N en efluentes de escorrentía urbana **219**
María de las Mercedes Mufarrege, Gisela Alfonsina Di Luca, Rodrigo José de la Peña, Martín Javier Jiménez Cattalín, Ángeles Araceli Carreras, Hernán Ricardo Hadad y María Alejandra Maine

Remoción de nitrógeno total en humedales verticales parcialmente saturados, con mazorca de maíz como fuente interna de carbono <i>Aarón del Toro, Juan Luis Vargas, Saúl Razo y Florentina Zurita</i>	224
Humedales artificiales en espacios naturales protegidos como instrumentos de mejora de la calidad del agua y la biodiversidad <i>Miguel Martín, Carmen Hernández-Crespo, Sara Gargallo, Juan Rueda y Francisco Vallés-Morán</i>	228
Humedales subsuperficiales híbridos saturados y parcialmente saturados para la depuración de aguas servidas de zonas rurales <i>Daniela López, José Luis Campos y Gladys Vidal</i>	233
Efectos de la aireación inducida en el crecimiento de comunidades microbianas en distintos medios filtrantes de humedales de tratamiento de flujo vertical para la remoción de nitratos <i>Lorena Aguilar, Ángel Gallegos, Raquel Rubio, Rosember Ramírez, Leila Haulani, Carlos Arias y Jordi Morató</i>	237
Potential use of sediment retained in rainwater harvesting systems <i>María A. Pimiento*, Jaime A. Lara-Borrero** y Andrés Torres</i>	242
SESIÓN DE POSTERS	
PP1.- Sistema híbrido de humedales para tratamiento de efluentes de caniles <i>María Alejandra Maine, Gabriela Sánchez, Hernán Hadad, Sandra Caffaratti, María del Carmen Pedro, Gisela Di Luca, Mercedes Mufarrege y Marcelo Campagnoli</i>	247
PP2.- Humedales construidos para tratamiento de agua de proceso de industria papelera <i>Gabriela Sanchez, Sandra Caffaratti, Fiorella Jacob, Sergio Romero, María del Carmen Pedro y María Alejandra Maine</i>	249
PP3.- Humedal para el tratamiento del efluente de una industria láctea <i>Emanuel Nocetti, Eliana Tardivo, Gabriela Sanchez, María Alejandra Maine, Hernán Hadad, Sandra Caffaratti y María del Carmen Pedro</i>	251
PP4.- Phytoremediation for the treatment of leachate from a landfill in Uberlândia, Brazil <i>Elaine Silva de Faria, Lucas Carvalho Basílio y Sueli Moura Bertolino</i>	253
PP5.- Remoción de metales en lixiviado de relleno sanitario utilizando humedales verticales <i>Nahuel Camaño Silvestrini, Gabriela Sanchez, Marcelo Campagnoli, Hernán Hadad y María Alejandra Maine</i>	256
PP6.- Reporte preliminar de <i>Aspergillus fumigatus</i> en aves migratorias de Pantanos de Villa-Chorrillos, Lima, Perú <i>Lidia Sánchez y Rita Avalos</i>	259
PP7.- Puesta en marcha de humedales construidos de flujo sub-superficial usando <i>Heliconia stricta</i> operando bajo clima de altura tropical y alimentados con aguas residuales domésticas <i>Gabriela Guachamín y Cristina Villamar</i>	261
PP8.- Fitorremediación de agua contaminada con arsénico y flúor utilizando <i>Eleocharis macrostachya</i> en prototipos de humedales con dos sustratos <i>Rodolfo Cisneros-Almazán, Gerson A. Soto-Alonso, N. Coral Sánchez-Martínez, Erika García-Chávez, Marcos Loredo-Tovías y Luis A. Bernal-Jácome</i>	263
PP9.- Prototipo de celdas de combustible microbiana acoplada a plantas acuáticas provenientes de la Región Mixteca Poblana para la remoción de materia orgánica en ambientes eutrofizados <i>Fidel Aldair Cruz-Trujillo, Emmanuel Cayetano-Hernández, Enrique Centeno, Obed Morales Vivaldo y J. Roberto Zúñiga – Silva</i>	265

PP10.- Remoción de lindano empleando un humedal artificial de flujo subsuperficial a escala de laboratorio <i>Mónica Lucía Rodríguez Estrada y Víctor Manuel Luna Pabello</i>	267
PP11.- Cinética de remoción y capacidad de fitoabsorción de Cr (III) en solución acuosa para las macrófitas flotantes <i>Wolffia brailiensis</i> , <i>Azolla sp.</i> , <i>Salvinia auriculata</i> y <i>Spirodela sp.</i> <i>Tomás López Arias, Deidamia Franco de Diana, Leónida Medina, César Benítez, Verónica Villagra Carrón, Shaun McGahan, Giselle Duré, Guillermo Kurita y Cynthia Blanco</i>	269
PP12.- Sistema de tratamiento de agua mediante humedales subsuperficiales, para reúso en áreas verdes <i>Ulises Sánchez, Esneider Sánchez y Gina Tito</i>	272
PP13.- Constructed wetlands planted with willow for domestic wastewater treatment under cold climate <i>Zhanna Grebenshchykova, Jacques Brisson, Florent Chazarenc and Yves Comeau</i>	276
PP14.- Eficiencia técnica y aceptación social de un sistema de tratamiento con humedales artificiales en un área verde pública <i>Alexandra García, Rosa Miglio, Rossana Poblet y Eva Nencova</i>	278
PP15.- Tolerancia de la especie <i>Schoenoplectus americanus</i> (Totorá) para el tratamiento de aguas residuales en Haparquilla, Cusco, Perú <i>Rosario Pastor, Aydee Joachin, Diego Suero y Jordi Morató</i>	281
PP16.- Can earthworms increase wastewater treatment in constructed wetlands? <i>Alexandre A. Atalla, Milina de Oliveira, Priscila S. Cavalheri y Fernando J. C. Magalhães Filho</i>	283
PP17.- Performance of constructed wetlands with phosphorus adsorption and application of different hydraulic rates <i>Bruno S. Diniz, Beatriz S. Machado, Milina de Oliveira, Priscila S. Cavalheri, Fernando J. C. Magalhães Filho</i>	286
PP18.- Pathogen removal evaluation of a SODIS as post-treatment of a vertical flow constructed wetland <i>Vinicius B. Santos, Priscila S. Cavalheri and Fernando J. C. Magalhaes Filho</i>	289
PP19.- Residuos agroindustriales como fuentes potenciales de carbono para la desnitrificación en humedales verticales parcialmente saturados <i>Martha Paulina Sánchez y Florentina Zurita</i>	291
PP20.- Remoción de contaminantes y crecimiento de plantas ornamentales en humedales a escala piloto con diferente tipo de sustrato <i>María Elizabeth Hernández Alarcón y Gerardo Lagunes</i>	294
PP21.- Evaluación de la eficiencia de remoción de materia orgánica, en lixiviados del relleno sanitario “el ojo” del municipio de Popayán, Cauca mediante humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal sembrados con policultivos <i>Juan C. Casas-Zapata, Carlos Madera, Fabian Ruiz, Gustavo Pino, Mónica Garzón, Gizela Guzman y Jeicob Vernaza</i>	298
PP22.- Experiencias adquiridas en el desarrollo y construcción de un Humedal Construido Híbrido (HCW, VF-HF) para el tratamiento de aguas residuales de origen sanitario en una fábrica de colchones en el municipio de Lerma de Villada, Estado de México, México <i>Marco A. Rodríguez Domínguez</i>	301
PP23.- Evaluación de sistemas de humedales construidos a escala piloto sembrados con dos tipos de macrófitas para el tratamiento del agua residual proveniente del sacrificio de porcinos en el matadero del municipio de El Tambo, Cauca, Colombia <i>Yessica Viviana Muñoz Bolaños, Daniela Lizbeth Guerra Delgado, Danibazan Vidal Juan Camilo, Caicedo López Catalina, Cruz Ruiz Angie Nathaly, Manquillo Pino Marlen Lorena, Jessika Daniela Muñoz Sandoval*, Carolina Naranjo Chamorro, Harold Andrés Ortega Moncayo y Juan Carlos Casas Zapata</i>	305



PONENCIAS MAGISTRALES



Aplicación de humedales construidos en la remoción de contaminantes emergentes en aguas residuales urbanas para su reutilización en agricultura

Josep M. Bayona*

*Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua. c/Jordi Girona Salgado, 18. E-08034 Barcelona. España.
(E-mail: josep.bayona@idaea.csic.es)

Resumen

Los contaminantes emergentes (CE) constituyen una familia muy amplia de contaminantes de naturaleza química o microbiológica y poseen como característica común que no están todavía regulados aunque pueden presentar efectos adversos ya sea a los ecosistemas o al hombre. En la presente comunicación se abordará la eliminación de CE como son fármacos (antiinflamatorios no esteroideos, antibióticos, anticonvulsivos, reguladores lipídicos), productos de cuidado personal (biocidas, bloqueadores solares, fragancias), antioxidantes (alquilfenoles y benzotriazoles), agentes monoméricos, plastificantes y retardantes de llama (alquilfosfatos) mediante humedales construidos de diferente configuración hidráulica (flujo superficial o subsuperficial), alimentación (continua o discontinua), escala operativa (mesocosmos, planta piloto y escala real). Además se estudiará el efecto de la estacionalidad anual y otras variables como tipo de macrófitos (*Typha*, *Scirpus* o *Phragmites*), sistemas híbridos (flujo subsuperficial (vertical y horizontal) y flujo superficial), efectos de la aireación forzada, etc. Con el objetivo de estudiar los mecanismos de eliminación que tienen lugar en los humedales, se han analizado diferentes compartimentos de los humedales. Los resultados obtenidos demuestran que la biodegradación es el mecanismo predominante de eliminación de CEs y sólo las sustancias muy hidrofóbicas ($\log K_{ow} > 4$) como son las fragancias se acumulan en el medio granular. En los humedales de flujo superficial la fotooxidación contribuye a la degradación de algunos contaminantes. En general, podemos afirmar que los humedales construidos híbridos (vertical-horizontal y lámina de agua libre) operando en condiciones óptimas proporcionan rendimientos de eliminación de contaminantes emergentes parecidos o superiores a los sistemas convencionales de lodos activados eliminando de forma sustancial los efectos tóxicos en los efluentes (toxicidad, estrogenicidad, EROD). Finalmente, se presenta la incorporación de los contaminantes emergentes presentes en los efluentes de humedales en cultivos y el riesgo que presentan el consumo de productos hortícolas contaminados con contaminantes emergentes para la salud humana.

Palabras Clave

Contaminantes emergentes; humedales construidos; configuración humedal; efectos tóxicos; reutilización agrícola.

INTRODUCCIÓN

Los contaminantes emergentes (CEs) constituyen una familia muy amplia de sustancias químicas no reguladas o en fase de regulación en algunos países (EE.UU, Europa, Australia) presentes en el ciclo del agua a concentraciones bajas (ng/L hasta < 100 ug/L) pero con efectos muy diversos en los ecosistemas acuáticos pudiendo afectar, en algunos casos, a la salud humana. Debido a que las estaciones de depuración de aguas residuales (EDARs) convencionales como los lodos activados no están diseñados para su eliminación, se requiere de sistemas avanzados de oxidación para su eliminación encareciendo el tratamiento de aguas residuales. Debido a ello, la aplicación de humedales construidos constituye una alternativa interesante para el tratamiento de aguas residuales para pequeñas poblaciones y poco explorada para la eliminación de CEs. Además, durante la última década se ha constatado que algunos de los CEs presentes en el agua de riego, se pueden incorporar en los cultivos ya sea por vía radicular o foliar dependiendo de la tecnología de riego y de las propiedades físico-químicas del contaminante (Hurtado et al., 2016).

En el presente estudio, se presentan los resultados de la evaluación de la eliminación de CEs (fármacos, productos de cuidado personal, fragancias, biocidas, antioxidantes, plastificantes y monómeros) durante más de 15 años de estudio en humedales construidos de diferente configuración y escala (mesocosmos, piloto y real). En este sentido, se han evaluado numerosos factores de diseño como la dirección del flujo (horizontal o vertical), lámina de agua con o sin contacto con el medio

En el presente estudio, se presentan los resultados de la evaluación de la eliminación de CE (fármacos, productos de cuidado personal, fragancias, biocidas, antioxidantes, plastificantes y monómeros) durante más de 15 años de estudio en humedales construidos de diferente configuración y escala (mesocosmos, piloto y real). En este sentido, se han evaluado numerosos factores de diseño como la dirección del flujo (horizontal o vertical), lámina de agua con o sin contacto con el medio atmosférico (superficial o subsuperficial), medio granular (tamaño grava), tipo de macrófito (*Typha* o *Phragmites* sp.), aireación forzada (flujo vertical o horizontal). Además se ha evaluado el tipo de alimentación (continua o pulsante) y sistemas híbridos constituidos por un pre-tratamiento (digestión anaerobia o sedimentación) o post-tratamiento (lagunaje, humedales de diferente configuración).

MATERIALES Y MÉTODOS

La toma de muestra del afluente se realiza después del tratamiento primario (tanque Imhoff) y un muestreo intensivo de muestras puntuales (N=6). Generalmente se han realizado muestreos estacionales: invierno (enero-marzo) y verano (julio-septiembre).

Las muestras acuosas (afluente: 0,25L; efluente: 0,5L) previa filtración y ajuste del pH, se realiza la extracción mediante fase sólida polimérica. La determinación se realiza mediante cromatografía de gases (GC) acoplada a la espectrometría de masas (MS) mediante cuadrupolo simple (GC-MS) o en tándem (GC-MS/MS) previa metilación de los grupos funcionales ácidos en el inyector del GC a 280°C. Los antibióticos se han determinado mediante cromatografía líquida acoplada a la espectrometría de masas en tándem previa ionización mediante electrospray (LC-ESI-MS/MS). El medio granular se extrae secuencialmente mediante sonicación con hexano-acetona.

El sistema radicular de macrófitos y el material vegetal se han determinado mediante lisis celular con nitrógeno líquido, disgregación mecánica, dispersión de la matriz y extracción mediante disolventes a presión y temperatura (PSE) siguiendo la metodología desarrollada previamente (Calderón-Preciado et al., 2009).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los efectos de las diferentes variables operacionales y de diseño en la eliminación de CE se resumen a continuación.

1. Operacionales:

- 1.1. *Carga hidráulica (HLR)*. Se ha evaluado en humedales de flujo subsuperficial. La eficiencia disminuye desde valores típicos de 30 hasta 240 mm d⁻¹ dependiendo de si el flujo es horizontal o vertical.
- 1.2. *Tiempo de residencia hidráulico (HRT)*. Depende de la configuración del humedal. Subsuperficial: horizontal 2- 4 d; vertical: 0.1-0.4 d. Flujo superficial: 2-30 d. El incremento de HRT mejora la eficiencia de remoción para las sustancias biodegradables.
- 1.3. *Alimentación humedales*. Pulsante (saturado intermitentemente) proporciona una mayor eliminación en relación a la alimentación continua (saturado permanentemente) en humedales de flujo subsuperficial.
- 1.4. *Colmatación de humedales de flujo subsuperficial*. Reduce la eficiencia en función del área afectada. Depende de la carga aplicada y del tipo de efluente.
- 1.5. *Temperatura ambiente*. Mejora la eficiencia con la temperatura sólo para contaminantes biodegradables.
- 1.6. *Aireación forzada*. Mejora la remoción de contaminantes emergentes sólo en sistemas saturados.

2. Diseño:

- 2.1. *Pretratamiento*. Digestión anaerobia (UASB o HUSB) proporciona eliminaciones superiores para algunos contaminantes recalcitrantes.
- 2.2. *Granulometría*. Fina (1-3 mm) preferible a la gruesa (4-8 mm).
- 2.2. *Profundidad columna de agua en humedales de flujo subsuperficial*. Los sistemas más someros (0.27 m) son más eficientes que los profundos (0.5 m).
- 2.3 *Potencial redox*. $Eh > 0$ preferible para la mayor parte de compuestos excepto halogenados que son eliminados con preferencia en sistemas anaerobios $Eh < 0$.
- 2.4 *Macrófitos*. Efecto positivo en humedales de flujo subsuperficial (12-40%) para sustancias biodegradables.
- 2.5 *Sistemas híbridos*. La combinación vertical–horizontal–flujo superficial son más eficientes en relación a los sistemas independientes ya que combinan procesos de remoción complementarios (biodegradación aerobia, anaerobia y fotooxidación). Del mismo modo, la combinación de humedales construidos y lagunaje de afino generan un efecto positivo en la eliminación de Ces ya que combinan procesos de eliminación complementarios.

3. Eficacia de remoción de CEs mediante el tratamiento en varias etapas

Se pueden clasificar por categorías según eficiencia de remoción.

- 3.1. Compuestos recalcitrantes (remoción de 0-25%). Carbamazepina, ácido clofíbrico, lincomicina, eritromicina, galaxolida
- 3.2. Compuestos parcialmente eliminables (remoción de 25-75%). Etinilestradiol, sulfametoxazol, naproxeno.
- 3.3. Compuestos fácilmente eliminables (remoción de 75-99%). Cafeína, ibuprofeno, enrofloxacin, bisfenol A, diclofenaco, acetaminofeno.

4. Mecanismos de eliminación de contaminantes emergentes en humedales

Se ha podido constatar que la biodegradación es el mecanismo predominante de eliminación debido: i) a la formación de intermedios de degradación fármacos, ii) cambios en la relación enantiomérica de fármacos quirales (ibuprofeno y naproxeno), iii) incremento en la relación isomérica de alquilbencenos lineales. Además, sustancias de moderada hidrofobicidad ($\log Kow$ 1-3) pueden ser absorbidos por macrófitos a través de la raíz y las muy hidrofóbicas ($\log Kow > 4$) como las fragancias, se adsorben en el rizoma. La eliminación de algunos compuestos fotolábiles en humedales de flujo superficial sugiere que la fotooxidación inducida por la radiación solar puede contribuir en su eliminación.

5. Atenuación de efectos tóxicos

Se ha podido constatar que durante el tratamiento de las aguas residuales se produce una disminución de la toxicidad asociada a la remoción de contaminantes tóxicos presentes en el agua residual urbana. Entre los efectos evaluados destacan la toxicidad genérica que se reduce del orden del 90% en un humedal de flujo vertical. La estrogenocidad y la actividad análoga a dioxinas (EROD) se eliminan en forma parecida en los humedales de flujo vertical y horizontal. Finalmente, la actividad antimicrobiana se elimina preferentemente en humedales de flujo superficial (Ávila et al., 2014).

6. Incorporación de contaminantes emergentes en cultivos

La incorporación de contaminantes emergentes en cultivos depende del tipo de cultivo, prácticas agronómicas, características del suelo y tipo de contaminante. En general, los cultivos con elevada capacidad de transpiración foliar como lechuga y pepino son los más susceptibles a la contaminación

química de origen orgánico. El riego por aspersión puede incidir en la incorporación foliar y los suelos arenoso son los mas susceptibles. Entre los numerosos contaminantes emergentes existentes, las sustancias neutras, poco biodegradables con un grado de hidrofobicidad bajo ($\log K_{ow}=1-3$) son las más susceptibles a la incorporación en los diversos cultivos.

AGRADECIMIENTOS

Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España por el financiamiento. A los Dres/as.: Víctor Matamoros, María Hijosa-Valsero, Cristina Ávila y Carolina Reyes-Contreras por la colaboración y aportaciones muy valiosas durante el desarrollo de numerosos proyectos relacionados con humedales construidos.

REFERENCIAS

- Ávila C., Reyes C., Bayona J.M., García J. 2013. Emerging organic contaminant removal depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow constructed wetlands: Influence of redox. *Water Res.* 47, 315-325.
- Ávila C., Matamoros V., Reyes-Contreras C., Piña B., Casado M., Mita L., Rivetti C., Barcata C., García J., Bayona J.M. 2014. Attenuation of emerging organic contaminants in a hybrid constructed wetland system under different hydraulic loading rates and their associated toxicological effects in wastewater. *Science Total Environment* 470-471, 1272-1280.
- Calderón-Preciado D., Jiménez-Cartagena C., Peñuela G., Bayona J.M. 2009. Development of an analytical procedure for the determination of emerging and priority organic pollutants in leafy vegetables by pressurized solvent extraction followed by GC-MS. *Anal. Bional. Chem.* 394, 1319-1327.
- 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* 145, 508-517.
- Hurtado C., Domínguez C., Pérez-Babace L., Cañameras N., Comas J., Bayona J.M. Estimate of uptake and translocation of emerging organic contaminants from irrigation water concentration in lettuce grown under controlled conditions. *J. Hazard. Mat.* 305 (2016) 139-148
- Matamoros V., Bayona J.M. 2006. Elimination of pharmaceuticals and personal care products in subsurface constructed wetlands. *Environ. Sci. Technol.* 40, 5811-5816.

The Role of Constructed Wetlands for meeting UNs Sustainable Development Goals

Hans Brix*

* Department of Bioscience, Aarhus University, Ole Worms Allé 1, 8000 Aarhus C, Denmark
(Email: hans.brix@bios.au.dk)

Abstract

The Sustainable Development Goals (SDGs) are a set of global development targets adopted by the member countries of the United Nations (UN) in September 2015. The goals are unique in that they call for action by all countries, poor, rich and middle-income to promote prosperity while protecting the planet. They recognize that ending poverty must go hand-in-hand with strategies that build economic growth and addresses a range of social needs including education, health, social protection, and job opportunities, while tackling climate change and environmental protection. Each goal has specific targets to be achieved over the next 15 years.

Constructed wetlands (CWs) comprise a suite of recognized eco-technologies that are designed to mimic the simultaneous physical, chemical, and biological processes occurring in natural wetlands for wastewater treatment purposes. CWs are often considered a more sustainable solution to treat many types of wastewater compared to other more conventional treatment technologies. Some of this 'sustainability' arises because, besides the water quality improvement function, CWs also provide a multitude of other functions, such as biodiversity, habitat, climatic, hydrological, and public use functions. In addition, a CW is an on-site and robust solution that can be modified and fitted to meet various specific challenges. The question is to what extent CWs contribute to meeting the Sustainable Development Goals?

The lecture will discuss the potential of CWs to contribute to the SDGs, particularly Goal 6: Ensure access to water and sanitation for all; and Goal 13: Take urgent action to combat climate change and its impacts. I will use different CW case-stories to demonstrate how CWs contribute to different aspects related to the SDGs in the different settings.

Wastewater treatment in the 21ST Century: Challenges and opportunities

George Tchobanoglous*

* Department of Civil and Environmental Engineering, University of California at Davis, Davis, CA 95616, USA
(Email gtchobanoglous@ucdavis.edu)

Abstract

The purpose of this paper is to examine the challenges and opportunities for wastewater treatment and management in the 21st century, and to highlight some changes that must occur. The challenges and opportunities for the future are many and varied. In the 20th century, the primary focus of wastewater treatment was on the removal and treatment of settleable and floatable solids, organic matter expressed as biochemical oxygen demand (BOD), total suspended solids (TSS), and pathogenic microorganisms. Late in the 20th century, nutrient removal and odors also became issues, and controlled, non-potable use of reclaimed water became a common practice in many parts of the world. In the 21st century, as a result of numerous world events and environmental issues, a paradigm shift has occurred in how wastewater is viewed. Wastewater is now considered a renewable recoverable source of energy, resources, and potable water. In light of this new view of wastewater and other events, it is appropriate to consider: (1) local and global events and trends, including climate change and conservation that have and will further impact wastewater management, including wetlands; (2) unintended consequences of what has been done in the past; (3) proper wastewater characterization; (4) new and enhanced primary treatment processes; (5) question of reliability versus resilience; and (6) the status of wetlands in light of the many challenges. The impact of local and global trends, climate change and uncontrollable events on the future of wastewater management must be considered, because improvements to existing plants as well as the design of new plants must be undertaken in light of these challenges. The field of wastewater engineering is littered with facilities suffering from unintended consequences. Improved characterization of wastewater is important, especially in light of conservation and climate change. Uncontrollable events including natural disasters will continue to impact wastewater management strategies. The application of new wastewater treatment process will enhance existing treatment processes, especially wetlands. Because the intensity of rainfall events has increased significantly in both wet and dry areas, a fundamental question that must be addressed is: should treatment plants be designed for reliability or resilience (their ability to recover)? Finally, the status of wetlands is considered in this changing landscape. To meet the challenges of global trends, climate change, uncontrolled events, unintended consequences, and resilience special attention needs to be paid to the modification of existing and the design of new wetland treatment systems.

Appropriate technologies and treatment wetlands in the circular economy framework

Jordi Morató*

*Sustainability UNESCO Chair, Universitat Politècnica de Catalunya-BarcelonaTech, Carrer Colom 1, TR1, ESEIAAT, Terrassa, 08222, SPAIN
(E-mail: jordi.morato@upc.edu)

INTRODUCTION

In the last decades agricultural practices have increased production yields thanks to the use of technified irrigation, fertilizers, and the application of fungicides and pesticides, affecting water availability and the pollution of surface and groundwater sources. These agricultural activities raised the level of nutrients reaching aquifers -specially for nitrogen and phosphorus-, therefore polluting surface and groundwater sources and consequently affecting water quality.

In Europe, the Nitrates Directive (Directive 91/676/EU) considers the agricultural use of nitrates in organic and chemical fertilizers as the major source of water pollution. Isermann (as cited in Delgado, 2007) stated that in the European Union, 50 to 80% of the nitrogen present in water bodies is due to agricultural activities. In Spain, 80% of the groundwater has nitrate concentrations above 25 mg L⁻¹ and 13% of the national territory has been declared vulnerable to nitrate water pollution (Fernández, 2007), where, its concentration exceeds 50 mg L⁻¹.

Treatment Wetlands (TWs) are engineered systems and appropriate technologies that simulate processes from natural wetlands, with low external energy requirements, to improve water quality by means of a combination of physical, chemical and biological processes (Brix, 1993; Vymazal, 2010; Wu et al., 2014). TWs can be successfully used for nitrogen removal from secondary effluents, with efficiencies higher than 90% (Xiong et al., 2011), although Vymazal (2007) reported that total nitrogen removal varied in TWs between 40 to 50%, depending on the type and operation scheme, with loading removal rates ranging between 250 and 630 gr N m² y⁻¹, showing good potential for total nitrogen removal.

Society and businesses are moving towards a circular economy; a concept that has emerged in response to drawbacks of the conventional 'take-make-consume and dispose' model of growth, and the shift towards sustainable development. Circular economy is a regenerative economy by design. In a circular economy, economic activity builds and rebuilds overall system health. Transitioning to a circular economy it represents a systemic shift that builds long-term resilience, generates business and economic opportunities, and provides environmental and societal benefits. Water utilities have been early adopters of technologies and practices that support the circular economy; driven by increasingly stringent regulations and compelled to respond to climate change impacts and urbanization.

In our talk, different treatment wetlands systems are presented as innovative appropriate technologies working in the framework of the circular economy by saving water resources and for contaminant mitigation from both point sources (winery effluents) and non-point diffuse pollution sources (agricultural surface and drainage runoff).

Both physicochemical and microbial results were consistent and confirm the nitrate removal efficiency using cork as a filter media. A significant higher removal in the TW using cork compared with the gravel system was observed, achieving a removal rate from 80 to 99% compared to the 5-46%, respectively.

Therefore, cork could be an alternative material used by treatment wetlands to minimize the impact in the environment caused by nitrogen pollution in groundwater bodies.

A new approach using natural technologies for point source and diffuse pollution remediation can be efficiently used in river basin areas, improving at the same time the circular economy of agricultural activities, increasing water and nitrogen fertilizers reuse, and, finally, improving the ecological quality of river basin.

REFERENCES

- Isermann, K. 1990. Share of agriculture in nitrogen and phosphorus emissions into the surface waters of Western Europe against the background of their eutrophication. *Fertil. Res.* 26: 253-269.
- Delgado P. (2007) Evolución de N y P en aguas de drenaje de una subcuenca agrícola semiárida del Río Aconcagua (Chile). Instituto de Agrobiología y Recursos Naturales (Ed.), XLIV Curso Internacional de Edafología y biología vegetal (p. 32). Sevilla.
- Brix H. (1993) Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. *Constructed wetlands for water quality improvement*, 9-22.
- Vymazal J. (2010) Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water* 2010(2): 530-549.
- Vymazal J. (2007) Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.* 380, 48-65.
- Fernández, L. 2007. Enseñanza de las Ciencias de la Tierra (15.3) 257-265
- Wu S., Kusch P., Brix H., Vymazal J., Dong R. (2014) Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: a nitrogen and organic matter targeted review. *Water research* (57): 40-55.
- Xiong J., Guo G., Mahmood Q., Yue M. (2011) Nitrogen removal from secondary effluent by using integrated constructed wetland system. *Ecological Engineering* 37(4): 659-662.

Experiencias en México de dificultades técnicas, sociales, políticas y económicas para la implementación de humedales de tratamiento

Armando Rivas Hernández*

* Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Paseo Cuauhnáhuac N° 8532. Col. Progreso. Jiutepec, Morelos, México.
(E-mail: rivas.hz@gmail.com; arivas@tlaloc.imta.mx)

Resumen

Los humedales de tratamiento (HT), por sus bajos costos, sencillez de operación y estética agradable, son una tecnología cada vez más conocida y utilizada a nivel internacional. En México, con base en la evaluación de numerosos de estos sistemas, se determina que es una tecnología altamente eficiente, con la que es posible obtener agua tratada para ser reutilizada, conforme a la normativa existente, en prácticamente todos los tipos de reúso; sin embargo, también es cierto que, abundan las experiencias de HT que obtuvieron resultados adversos, básicamente debido a inexperiencia en el dimensionamiento, deficiencias en el diseño físico, y fallas en la construcción, operación y mantenimiento. No sólo los aspectos técnicos están relacionados con una buena gestión de los HT, sino los sociales, políticos, económicos y culturales; de hecho, el desatender o minimizar cualquiera de estos aspectos, usualmente se traduce en malas experiencias del uso de los HT.

Palabras Clave

Dificultades técnicas, sociales, políticas y económicas; humedales de tratamiento.

DESARROLLO DEL TEMA

En México, con base en el Inventario Nacional de Plantas de Tratamiento, en el año 2015 se contaba con 275 humedales de tratamiento, ya sea como único proceso o combinado con otras tecnologías (electromecánicas, lagunas de estabilización y sistemas anaerobios). En 10 años, del número total de plantas de tratamiento, incrementó del 3.4% al 8%, lo que refleja la importancia de su aplicación. Es importante señalar que todas las alternativas de tratamiento (electromecánicas y naturales) generan agua tratada en función de los procesos fisicoquímicos y biológicos que en ellos se desarrollan, cuyas capacidades de remoción de contaminantes están en función de sus niveles de tratamiento (primarios, secundarios y avanzados), y que todas ellas son susceptibles de utilizarse, y producen resultados en función de las condiciones de cada caso. El tiempo de su utilidad depende en gran medida de sus costos de operación y mantenimiento, así como de personal capacitado para hacerlas funcionar correctamente.

¿Qué justifica el uso de alternativas naturales de tratamiento (humedales y lagunas de estabilización)? En México, en algunos de sus estados, están fuera de operación entre el 50% y el 90% de sus plantas de tratamiento, debido principalmente a la falta de recursos económicos y a personal capacitado para operarlas. De hecho, el 80% de los costos de operación corresponden a energía eléctrica y un porcentaje también importante para el pago de operadores debidamente capacitados. Estos dos gastos se reducen de manera significativa en los humedales de tratamiento, ya que no requieren energía eléctrica para su funcionamiento (excepto cuando se requiere bombeo para llevar hasta ellos el agua residual) y pueden ser operados por personal con un mínimo de capacitación.

No obstante, las ventajas antes citadas, con los HT también pueden propiciarse experiencias negativas, debido a los múltiples aspectos involucrados, sean técnicos, sociales, culturales, ambientales, económicos y políticos. Dentro de los técnicos más frecuentes se presentan: caracterización incorrecta de la descarga, deficiencias en el dimensionamiento (cálculo del área de tratamiento), en el diseño físico (arreglo y funcionalidad de las unidades de tratamiento en función de la topografía, disponibilidad de terreno y de presupuesto), y en la construcción, operación y mantenimiento.

Respecto a las deficiencias en el dimensionamiento existen diversos modelos de dimensionamiento ¿Cuál es el que debe utilizarse para cada caso? Sus constantes fueron obtenidas bajo condiciones

variantes de clima, caudal de diseño, calidad del agua residual, geometría, granulometría, especies vegetales, tiempo y eficiencia de operación, condiciones con mucho diferentes a las existentes en el sitio donde se pretende implementarlas. Por otro lado, no todas las ecuaciones presentan constantes para diversos parámetros, como son: DBO, NT, PT, SST, o CF, lo que conduce a la pregunta ¿Cuál seleccionar?, no siempre el de mayor área es el más adecuado. Los HT se dimensionan en función de un objetivo de tratamiento específico, es decir, tipos diferentes de reúso, cumplimiento de normas, o disposición final. En la práctica, el dimensionamiento que con mayor frecuencia se ha identificado en las evaluaciones coincide con el uso de la constante utilizada en la remoción de DBO, que muchas de las veces es la que demanda menor área, la que, además, por presentar menor costo de construcción, es la más seleccionada, por lo que la unidad de tratamiento queda subdimensionada, con lo que no se logran obtener las eficiencias esperadas, o bien sólo funciona correctamente durante periodos cortos de tiempo.

Otro aspecto técnico de gran importancia, que no abordan las ecuaciones de diseño son los aspectos hidráulicos, de geometría, ubicación de las estructuras de entrada y salida de cada estanque, etc., que afectan de manera importante, tanto a las eficiencias de remoción, como a las actividades de operación y mantenimiento. Ha sido ampliamente probado mediante estudios de trazadores (colorantes) que estos aspectos influyen de manera dramática en las eficiencias de remoción de contaminantes. Muchas de las veces, con un buen diseño hidráulico es posible, por lo menos duplicar la eficiencia esperada, o bien, se puede reducir considerablemente el área requerida de tratamiento.

Otra deficiencia frecuente es que no se realizan estudios de ingeniería básica (mecánica de suelos y topografía) lo que pone en riesgo la estabilidad de los bordos. También se presentan fallas durante la construcción por la selección incorrecta de materiales, compactación incorrecta de los bordos (ha habido estanques que con una lluvia dañaron sus bordos y se vaciaron), deficiencias durante la impermeabilización, fallas en pruebas hidráulicas y en el control de niveles. Aunque pareciera ilógico, hay HT en operación que no incluyen pretratamiento (rejillas y desarenador), lo que acelera los azolves y taponamientos. En algunos casos, donde los HT fueron ubicados en laderas, y no se construyeron estructuras hidráulicas de protección (canales para excedencias y cunetas) el agua arrastra grandes cantidades de tierra hacia los estanques provocando severos daños. Respecto a la impermeabilización las fallas frecuentes se refieren a selección de geomembranas de mala calidad, deficiencias en la colocación, errores en la vulcanización (podría no haber efluente por infiltración) y sellado incorrecto de tuberías y otras estructuras hidráulicas. Muchas de las veces los bordos no presentan ninguna protección (asfalto, geomembranas, pastos, etc.) lo que facilita su destrucción.

Los errores más frecuentes de operación y mantenimiento están relacionados con: deficiencias en la limpieza y extracción de sólidos en el pretratamiento; incremento exagerado del caudal de operación (hay casos en los que han permitido influentes hasta con el 300%, o más, del caudal de diseño, lo que ha provocado no obtener las eficiencia esperadas, además de azolvar con rapidez los lechos de tratamiento), fallas en la poda y extracción del material podado (hay HT que en varios años no han tenido ninguna poda); falta de limpieza de las tuberías; inexistencia de bitácora de operación o información insuficiente registrada.

Es también frecuente que la extracción, traslado y siembra de especies vegetales no se realiza bajo una metodología, donde se dé protección a las plantas, con lo que se propicia una merma significativa. Hay quienes extraen la vegetación del sitio donde la obtienen, la dejan varios días fuera de condiciones de humedad, y posteriormente las siembran. Igualmente hay quienes siembran cuando los estanques aún no contienen agua o la hay en cantidad insuficiente.

Dentro de la problemática social y cultural se tiene que muchos HT fueron establecidos sin considerar a las comunidades donde han sido implementados, por lo que no son bien aceptados, aun cuando

es conocido que, sin participación social, los proyectos están destinados al fracaso. Algunos HT no pudieron ser construidos por rechazo de las comunidades, aún cuando ya se contaba con los proyectos ejecutivos y el presupuesto necesario, debido a que no se tomó en cuenta la participación social (asambleas, talleres, trípticos, cuadernillos, videos y otras estrategias de comunicación y participación social). Es de gran importancia tener en mente que la parte fácil de los proyectos es la técnica, no así la social. Debe de considerarse que la apropiación tecnológica, genera mejores resultados que la transferencia tecnológica y que la participación social se traduce en la aceptación tecnológica y en su colaboración durante la etapa operativa. Colateralmente a los aspectos sociales se presentan los aspectos políticos, que muchas de las veces están interrelacionados con la toma de decisiones, en donde el desconocimiento tecnológico, particularmente de las alternativas naturales, conllevan a seleccionar tecnologías que no les funcionarán por sus circunstancias específicas de insuficiencia de recursos, económicos y de capacitación. ¡Qué decir cuando están involucrados los intereses personales o de grupo?

Es de suma importancia señalar que todas las deficiencias en el dimensionamiento, diseño físico, construcción y en la operación y mantenimiento tendrán como consecuencias el afectar la eficiencia, dificultar la operación y mantenimiento, y consecuentemente incrementar los costos de tratamiento. De igual relevancia es el abordar la implementación de los humedales de tratamiento de manera holística, en donde sus componentes técnico, social, cultural, económico, político y ambiental, se atiendan y analicen sin restarles importancia y se les dé atención de manera continua, en el entendido de que los proyectos desarrollados bajo estas consideraciones se traducirán en experiencias exitosas.

Sistematización de las experiencias con diferentes tecnologías de humedales construidos en América Latina y Caribe

Rosa Miglio Toledo*, Heike Hoffmann*, Irene Guimarães Altafin**

*Departamento de Ordenamiento Territorial y Construcción, Universidad Nacional Agraria La Molina. Av. La Molina s/n, La Molina, Lima.

(E-mail: rmiglio@lamolina.edu.pe)

**Banco Interamericano de Desarrollo, Consultor-Brasil

INTRODUCCIÓN

Los Humedales construidos se presentan como tecnologías promisorias para contribuir a resolver la falta de cobertura en saneamiento, especialmente en situaciones con exigencias más altas de eficiencia que incluyen la opción de reuso de efluentes o lodos tratados. Se ha observado, en eventos como la Conferencia Panamericana de Humedales, que el sector académico está consciente de este potencial, pero todavía falta difusión para su aplicación a escala, por ejemplo en las empresas de agua y saneamiento.

En el sector académico, muchos países de América Latina han investigado sobre la eficiencia del sistema de humedales y la adaptación de su diseño a las condiciones del clima cálido (temperatura media anual > 18°C), como es predominante en la mayoría de las regiones de LAC; y se ha comprobado, que estas condiciones pueden contribuir eficientemente a economizar su implementación y aumentar su competencia frente a otras tecnologías y permiten su aplicación también para caudales más grandes.

En cierto sentido la tecnología y su potencial para los países de clima cálido es comparable con las lagunas de estabilización, que durante muchas décadas dominaron como tecnología apropiada de tratamiento en los países de LAC, y se aplicaron para atender a más de 500.000 habitantes. Se observa que comparados con las lagunas de estabilización, los sistemas de humedales tienen capacidad de atender muchas exigencias actuales de saneamiento con mayor eficiencia.

De acuerdo al análisis de las autoras, la limitación de su aplicación a escala, es la falta de difusión de las experiencias viables en la práctica y un hecho que complica esta difusión, es la forma como se ha sistematizado su clasificación. Esta sistemática tiene su origen en los años 50 y no corresponde con la realidad actual ni con las nuevas tecnologías de humedales, porque se orienta principalmente al tipo de escurrimiento y flujo: superficial o sub-superficial y horizontal o vertical; pero sin enfocar el tipo de efluente que se trata y la eficiencia que puede ser lograda, como información básica para un proyectista.

En el nuevo libro de IWA “*Treatment Wetlands*” (Dotro et al, 2017) y en un estudio del Banco Interamericano de Desarrollo (BID) sobre la aplicación de humedales en LAC (Altafin 2017 y Altafin 2018) se ha empezado a cambiar este paradigma. Por otro lado todavía no se consideran todas las opciones de diseño que se pueden ofrecer en un clima cálido. En este sentido la presentación busca difundir nuevas tendencias de sistematización, adaptadas al clima cálido y escogiendo, (principalmente en base del estudio de BID Altafin & Wilk, 2018), los tipos de humedales que tienen potencial de aplicación en gran escala, así como promover las experiencias relevantes, inclusive las que están en investigación en la Universidad Nacional Agraria La Molina (ver fig. N° 1).

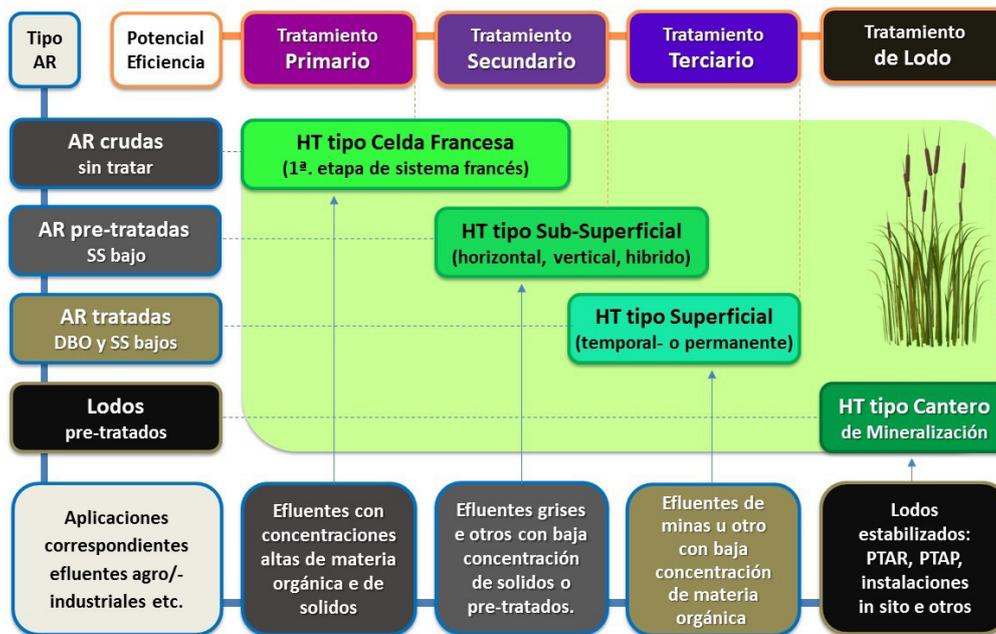


Figura 1. Sistematización de 4 tipos de humedales de tratamiento (HT) con mayor potencial de aplicación en gran escala, las características del efluente a tratar y sus aplicaciones (Adaptado de Altafin, 2018)

REFERENCIAS

- Altafin, G. I. (2018): *Constructed Wetlands in Developing Countries, Experiencias in LAC*. Presentación en la sesión de BID (Wilk. D.) "Wastewater Management and Multiple Benefits from nature based solutions"; 8. WORLD WATER FORUM, Brasilia, 3/2018
- Altafin, G. I. (2017): *Case Studies and Good Practices in the use of CW in LAC*. Presentación en la sesión de BID (Wilk. D.) "Wetlands for Wastewater treatment: towards new integrated solutions for urban and rural watersheds, IWA Water and Development Congress, Buenos Aires 11/2017
- Altafin, G. I. & Wilk, D. (2017): *Overview of the use of Constructed Wetlands in Latin America and the Caribbean*, IWA Specialist Group on Wetland Systems for Water Pollution Control Newsletter; No.51, January 2018, pp. 17-24
- Dotro, G.; Langergräber, G.; Molle, P.; Nivala, J.; Puigagut, J.; Stein, O.; Von Sperling, M. (2017): *Treatment Wetlands*, Biological Wastewater Treatment Series, Volume 7 IWA Publishing, 160 pp; e ISBN: 9781780408774, Download: <https://www.iwapublishing.com/books/9781780408767/treatment-wetlands>



SESIONES ORALES

TEMA 1: Humedales para el tratamiento de efluentes sanitarios y municipales.

TEMA 2: Humedales para el tratamiento de efluentes industriales lixiviados y efluentes agrícolas.

TEMA 3: Biodegradación de nutrientes, metales, metaloides, contaminantes emergentes y compuestos recalcitrantes en humedales.

TEMA 4: Experiencias en plantas a escala completa y sistemas descentralizados.

TEMA 5: Humedales construidos en zonas altoandinas.

TEMA 6: Estrategias de diseño y operación de humedales construidos.

TEMA 7: Modelación de contaminantes e hidráulica en humedales construidos.

TEMA 8: Humedales naturales.

TEMA 9: Innovación en humedales construidos.

TEMA 10: Rol de las plantas en humedales construidos.

TEMA 11: Eliminación de nutrientes en humedales construidos.

TEMA 1

HUMEDALES PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES SANITARIOS Y MUNICIPALES

Deshidratación, estabilización y disposición final de descarte de lodos activados en humedales construidos.

Alejandro Mariñelarena***, Hugo Di Giorgi*** y Jorge Donadelli****

*Instituto de Limnología “Dr. R. Ringuelet”, UNLP – CONICET

**Comisión de Investigaciones Científicas Bs. As (CIC)

***Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

(E-mail: alemar@ilpla.edu.ar; digio@ilpla.edu.ar)

Resumen

En la planta depuradora de aguas residuales (lodos activados) del Parque Nacional Iguazú (Misiones, Argentina), se construyó un humedal de 12 celdas, plantadas con especies vegetales autóctonas, para la deshidratación y estabilización de los biosólidos de descarte. Después de cuatro años de operación y haber procesado 27,6 ton de SST, se analizaron los sedimentos acumulados. Los valores de reducción de SSV, demanda de oxígeno, concentración de metales pesados y microorganismos patógenos permitieron determinar un grado de estabilización y saneamiento adecuado, que habilita su utilización como enmienda para suelos, según la Resol. Nacional 97/01.

Palabras Clave

Humedales construidos; biosólidos; lechos de secado con plantas; deshidratación; estabilización.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas de tratamiento biológico de aguas residuales, especialmente los de biomasa suspendida como lodos activados, generan un excedente de biomasa microbiana (lodos, biosólidos), que debe ser descartado en forma sistemática para garantizar la calidad del proceso de tratamiento. Su tratamiento y disposición final implica la deshidratación del lodo, la reducción de carga orgánica, la remoción de patógenos y la concentración de metales pesados, lo que representa un problema a nivel mundial.

La tecnología de tratamiento de biosólidos en humedales construidos *Sludge Treatment in Reed Beds*, STRB, (Nielsen & Bruun, 2014), *Planted Drying Beds*, PDB, (Kengne & Tilley, 2014), *Sludge Treatment Wetlands*, STW, (Uggetti et al., 2012) ha demostrado ser una alternativa adecuada en lo ambiental y en lo económico, para deshidratar y estabilizar excedente de lodos. Estos sistemas están conformados por 8 - 12 celdas con piso filtrante plantado con helófitas. Al aplicar los lodos de descarte, el agua se infiltra y los sólidos quedan retenidos en la superficie. La actividad microbiana digiere y estabiliza la fracción orgánica de los lodos, promovida por el entorno radicular (rizósfera) y la fisiología vegetal favorece su deshidratación por absorción y transpiración. Cuando se colma la capacidad de las celdas (5 - 10 años), el contenido acumulado se retira, se recompone la superficie filtrante, se vuelve a plantar y la celda vuelve a estar operable. Si el lodo tratado cumple con ciertas normas de calidad, puede ser utilizado como abono para algunos fines agronómicos definidos.

El Parque Nacional Iguazú (Misiones, Argentina, 25°40'40"S 54°26'42"O), tiene una estación de lodos activados para el tratamiento de las aguas residuales generadas en todos los servicios sanitarios y gastronómicos del parque. En 2012 se diseñó un sistema de humedales construidos de 12 celdas para el tratamiento del descarte de lodos, aprovechando el piso filtrante y los drenajes de las eras de secado existentes.

Esta es la primera experiencia de aplicación de esta tecnología en la República Argentina. El objetivo del trabajo fue determinar su rendimiento bajo las condiciones climáticas locales, utilizando vegetación autóctona y evaluar si los lodos así tratados cumplen con las exigencias de la reglamentación vigente para su utilización con fines agronómicos.

MATERIALES Y MÉTODOS.

Sistema de celdas. Cada era de secado (2), de 18 x 7,25 m, fue dividida en 6 celdas de 2,80 x 7,25 m (20.3 m²) con paredes de mampostería. Se quitó el piso de ladrillos y sobre el lecho filtrante se agregó una capa de 15 cm de arena para el plantado.

Vegetación. Las autoridades del PNI no autorizaron la introducción de Carrizo (*Phragmites australis*). El sistema se plantó con especies del género *Hymenachne* (*H. donacifolia* y *H. pernambucense*), antes *Panicum*, colectadas en el parque, a orillas del río Iguazú.

Operación. El sistema comenzó a funcionar en marzo de 2013. Todos los días se bombean 25 m³ de licor mezcla a un espesador, se deja decantar una hora, y una bomba sumergible envía los sólidos concentrados a la celda correspondiente. El agua clarificada sobrenadante se devuelve al reactor.

Muestreo. Después de cuatro años de operación, se inactivaron la mitad de las celdas y se las dejó en reposo por 5 meses para que se deshidrate la capa superior del lodo. Luego se realizó un muestreo de los sedimentos y se hicieron los análisis que exige la Resolución 97/01, para clasificar los lodos y poder definir los posibles destinos de disposición final.

En cada celda se tomaron 3 muestras del material acumulado (60 cm de espesor) con un caño de 110 mm de diámetro usado como sacabocados. Las tres muestras de cada celda se mezclaron en una muestra compuesta de cada celda, denominadas C1, C3, C5, C7, C9 y C11.

Las tasas de Reducción de Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV), las tasas de Consumo de Oxígeno y las concentraciones de *Escherichia coli*, se midieron sobre cada muestra individual. Las concentraciones de *Salmonella sp.* y de Huevos Viables de Helmintos se realizaron sobre tres muestras compuestas por C1-C3, C5-C7 y C9-C11 (3 muestras integradas). Para los análisis de metales pesados las muestras se agruparon en C1-C3-C11 y C5-C7-C9 (2 muestras).

Atracción de vectores. Se evaluó por dos métodos diferentes. La Reducción de Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV), se determinó por diferencia entre los SSV de las muestras y los SSV de los lodos aplicados en las celdas. Los SSV se determinaron por diferencia de peso entre la muestra secada a 105 °C (APHA, 2540 D) y muflada a 550 °C (APHA, 2540 E). La Tasa de Consumo de Oxígeno Específica (SOUR), se determinó por dilución de una cantidad medida (SST) de lodo en agua destilada, aireación y medición del consumo de oxígeno (YSI 52, electrodo YSI 5905 BOD Probe) (APHA, 2710 B).

Metales pesados. Las concentraciones de metales pesados se determinaron sobre dos muestras compuestas, según la norma EPA SW 846 con los siguientes métodos: As (M 7061A – EAA, Generación de hidruros), Hg(7470A EAA, Vapor Frío), Cd(M 7130 - EAA), Zn(M 7950 EAA), Cu(M 7210 EAA), Cr(M 7190 EAA), Ni(M 7520 EAA) y Pb(M 7420 EAA).

Nivel de patógenos. Las concentraciones de *Escherichia coli* se determinaron por la técnica de NMP en placas de microtitulación (ISO 9308-3). La presencia de *Salmonella sp.*, por enriquecimiento en Caldo Cistina Selenito a 35 °C y extendidos en Agar XLD. (APHA, 9260 B). Las concentraciones de Huevos Viables de Helmintos se determinaron por la Técnica de decantación y centrifugación (Shurtleff y Averre, 2000).

RESULTADOS

Atracción de vectores. Reducción de SSV. Las 6 muestras analizadas mostraron un contenido promedio de 85,7 % de agua y un 14,3 % de sólidos totales (SST). De los SST, el 56,1 % correspondía a sólidos volátiles (SSV). Comparando con los valores promedio de los lodos que se aplican en las celdas

(84.1 %SSV-SST), la reducción de SSV promedio fue de 33,3 % (entre 31,8 y 36,5 %). Ninguna muestra cumplió con el Valor Exigido por la Resol. 97/01 (V. E. reducción >40%).

Las tasas de consumo de oxígeno fueron en promedio de 1,09 mgO₂.gSST⁻¹.h⁻¹ (entre 0,8 y 1,31 mg O₂.gSST⁻¹.h⁻¹). Todas las muestras cumplieron con el valor exigido por la Resol. 97/01 (V. E. consumo <1,5 mg O₂.gSST⁻¹.h⁻¹).

Metales pesados. Las concentraciones promedio de metales pesados (expresadas en mg.kgSST⁻¹), fueron: As: 2,9 (Valor Exigido 75); Cd: 0,4 (V.E. 20-40); Zn: 919,6 (V.E. 2500 a 4000); Cu: 270,8 (V.E. 1000 a 1750); Cr Total: 25,8 (V.E. 1000 a 1500); Hg: 1,0 (V.E. 16 a 25) Ni: 27,3 (V.E. 300 a 400); Pb: 82,2 (V.E. 750 a 1200).

Nivel de patógenos. Los recuentos promedio de *Escherichia coli* fueron de 102 NMP.gSST⁻¹ (46,6 - 231,1 NMP.gSST⁻¹). Los patógenos, *Salmonella sp.* y los huevos viables de helmintos resultaron ausentes en 4 g SST.

DISCUSIÓN

La Tabla N° 1 del Anexo III ATRACCION DE VECTORES, exige que el lodo tratado presente una reducción del 40% de los SSV originales y un consumo de oxígeno inferior a 1,5 mgO₂.gSST⁻¹.h⁻¹. Este requerimiento define si los barros analizados se incluyen en la categoría A (y se pueden seguir analizando dentro de esta norma) o en la categoría B y deben ser tratados y dispuestos como residuos peligrosos. Los análisis de reducción de SSV mostraron un promedio de 33,3 %, (31,8 y el 36,5 %), es decir, ninguna cumplió con lo exigido. En cambio, las tasas de consumo de oxígeno cumplieron la exigencia de la norma en todas las muestras.

Esos mismos resultados analizados bajo la norma del Código Federal de Regulaciones de USA (CFR 40, Part 503, Subpart D, 1998), que regula el uso y disposición de biosólidos con las mismas técnicas analíticas y probatorias, permitiría llegar a otras conclusiones. Dicha norma, que seguramente fue fuente de inspiración para la Res. 97/01, exige sólo el 38% de reducción (no el 40%) y menciona que el descarte de lodos activados, difícilmente puedan alcanzar la reducción del 38% de SSV, porque ya salen con un alto grado de estabilización. Para esos casos, propone tres métodos alternativos, siendo uno de ellos la tasa de consumo de oxígeno, parámetro para el cual exige un consumo inferior a 1,5 mgO₂.gSST⁻¹.h⁻¹. Así, si los lodos de Iguazú se analizaran con la CFR 40, podrían entrar en esa categoría, ya que por el origen estarían eximidos de cumplir con la reducción de SSV y la prueba utilizada para evaluar la atracción de vectores sería el consumo de oxígeno, para la cual todas las muestras mostraron resultados que cumplen con lo exigido por la reglamentación. De esta forma, los lodos analizados podrían clasificarse en la categoría A según la tabla N° 1 del Anexo III.

Los valores más elevados de metales pesados (Cu y Zn), sólo alcanzaron el 20% y el 30% de las concentraciones máximas exigidas. Los restantes no llegaron al 10%. Por este parámetro también clasifican en la categoría A según la Tabla 2 del Anexo III. Además permiten su aplicación en el suelo con amplio margen antes de superar las dosis de carga anual de contaminantes (32 y 44 ton SST.Ha⁻¹. año⁻¹, para Zn y Cu respectivamente, según el Anexo V, Tabla 3).

Los recuentos de *Escherichia coli* detectados indican una reducción de 4 log en el proceso de estabilización (10⁶ a 10² NMP.gSST⁻¹) y representan entre el 5 y el 23 % del valor máximo exigido (<1000 NMP.gSST⁻¹). Estos valores y la ausencia de patógenos, permiten clasificar los lodos en el nivel A de la tabla N° 3 del Anexo III y dan cierta seguridad sanitaria para su manejo y disposición final.

Los resultados obtenidos, con la excepción de la reducción de SSV, según la Res. 97/01, ANEXO A, permiten clasificar los lodos en la tipología A.1, o sea como biosólidos que no superan ninguno de los valores-límite de las Tablas 1, 2, y el Nivel A, de la Tabla N° 3 del ANEXO III. Según el Título IV: Formas de uso y disposición final, Artículo 12, estos lodos se podrían utilizar como abonos con fines agrícola/ganadero, forestal, para recuperación de suelos degradados, restauración del paisaje, elaboración de abonos y enmiendas sin restricciones de tipo sanitario.

Con el procedimiento descrito en la introducción, cada día se descartan entre 15 y 25 Kg de SST, dependiendo de la concentración del licor mezcla. En 4 años de operación se realizaron unas 1465 aplicaciones (promedio 122 aplicaciones por celda), en las que se dispusieron unos 18 Kg de SST por aplicación. Considerando estos cálculos, se puede afirmar que en cuatro años de operación se dispusieron unos 114 Kg SST.m⁻², lo que representa unos 28,5 Kg SST.m⁻².año⁻¹. En total se aplicaron un promedio de 2300 Kg SST por celda, lo que suma un total de 27600 Kg de SST en todo el sistema. Son 27,6 toneladas de SST de un lodo que, vertido en las eras de secado, deberían haber sido movilizadas a pala, empaquetadas y enviadas a disposición final en un relleno de seguridad, sin previa estabilización ni saneamiento. Con la tecnología utilizada, se redujo notablemente la necesidad de horas hombre y el riesgo sanitario de manipuleo y, casi sin costo de energía, esos lodos de descarte se estabilizaron y se convirtieron en 221 toneladas (144 m³), de un producto inocuo, que permite una disposición segura y su reutilización en enmienda de suelos.

REFERENCIAS

- 40CFR503.30. Code of Federal Regulations, Title 40, Part 503, Subpart D. Revised July, 1998. US GPO.
- Kengne, I., Tilley, E. 2014. Lechos de secado con plantas. Capítulo 8. En: Manejo de Lodos Fecales. Un enfoque sistémico para su implementación y operación. Strande, Ronteltap, Brdjanovic, Eds. Primera edición. IWA Publishing.
- Nielsen, S. & Bruun, E. W. Sludge quality after 10–20 years of treatment in reed bed systems. *Environ. Sci. Pollut. Res.* DOI 10.1007/s11356-014-3815-6.
- Resolución 97/01. Reglamento para el Manejo Sustentable de Barros Generados en Plantas de Tratamiento de Efluentes Líquidos. Ministerio de Desarrollo Social y Medio Ambiente. R. A.
- Uggetti, E.; Ferrer, I.; Llorens, E. & Garcia, J. 2010. Sludge treatment wetlands: A review on the state of the art. *Review. Bioresource Technology* 101 (2010) 2905–2912.

Biojardineras en el Pacífico Central de Costa Rica: Estudio de caso 2012-2017

Roy Pérez-Salazar Roy*, Carmen Mora-Aparicio*, Carolina Alfaro-Chinchilla*, Jihad Sasa-Marín*, Carola Scholz**

* Laboratorio de Gestión de Desechos y Aguas Residuales (LAGEDE), Escuela de Química, Universidad Nacional. Costa Rica.

(E-mail: roy.perez.salazar@una.cr)

** Laboratorio de Botánica, Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional, Costa Rica.

Resumen

Las biojardineras son sistemas alternativos para el tratamiento de las aguas residuales. Este estudio evaluó el comportamiento de la materia orgánica y de los nutrientes en un sistema de tratamiento con humedales artificiales de flujo subsuperficial en un hotel de la costa Pacífica Central de Costa Rica entre el 2011 y el 2017. El pretratamiento consistió en tanques sépticos para las aguas negras y trampas de grasa para las aguas grises. El sistema posee 7 humedales con un área promedio de 12 m² y una profundidad de 0.7 m, el material de soporte es un lecho de piedra bola y cuarta, sembrado principalmente con *Cyperus papyrus* y *Heliconia sp.* Los porcentajes de remoción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO) y los sólidos suspendidos totales (SST) en promedio fueron: 80%, 66% y 72%, respectivamente, garantizándose el cumplimiento de la Legislación Nacional vigente. La eficiencia de remoción obtuvo los valores de salida de DBO, DQO y SST de 4, 19 y 25 mg/L respectivamente. El sistema de humedales no presentó malos olores ni problemas con vectores. Los resultados obtenidos demostraron una eficiencia en la remoción de materia orgánica y los nutrientes de las aguas residuales, se comprobó que ese tipo de sistemas pueden ser aplicados en núcleos descentralizados en zonas turísticas de climas tropicales.

INTRODUCCIÓN

El recurso hídrico es el más amenazado a nivel mundial, debido al consumo desmedido en las diferentes actividades humanas y la disposición inadecuada de las aguas residuales. Lo anterior sumado al crecimiento demográfico, a la falta de legislación pertinente o la inadecuada aplicación de la misma, haciendo que existan muchas dificultades para el tratamiento de las aguas residuales que a su vez afectan directamente los cuerpos de agua, problema del cual Costa Rica (CR) no está exenta. (Astorga, 2009) (Shannon et al. 2008).

La falta de infraestructura sanitaria centralizada y la abundancia de tanques sépticos como principal solución de saneamiento tanto en zonas rurales como urbanas, aumentan los problemas de contaminación del recurso hídrico en CR. Esta situación se extiende también al sector turismo, una de las principales actividades económicas del país reconocida internacionalmente por su enfoque hacia el ecoturismo. Las actividades ecoturísticas se basan en elementos claves basados en la naturaleza y promueven la conservación y la educación ambiental (Donohoe et al. 2006), razón por la cual es de gran interés para las zonas turísticas costarricenses incorporar los conceptos de sostenibilidad y armonía con el ambiente junto con el tratamiento de sus aguas residuales. (Morera, 2001).

La biojardinera es una aplicación de los humedales artificiales caracterizados por depurar las aguas residuales domésticas de forma natural, sin necesidad de adicionar sustancias químicas o la aplicación de técnicas de oxigenación del agua que consumen grandes cantidades de energía, como se hace en los métodos convencionales. Dentro de sus características destacan el uso de plantas tropicales-ornamentales para potenciar su aspecto visual y ecológico.

Algunas ventajas que han impulsado el uso de estos sistemas en países en vías de desarrollo son: bajo costo de construcción y operación, no requiere mano de obra especializada para el mantenimiento y bajo consumo (o nulo) de energía. A pesar de las ventajas mencionadas no existen mayores estudios en estos países, que demuestren su eficiencia en la remoción de contaminantes y que permitan la promoción de la tecnología como alternativa viable. (Zhang et al. 2015)

Particularmente, la aplicación de estos sistemas en países tropicales presenta ventajas como alta

radiación solar, temperaturas cálidas y alta humedad durante todo el año. (Zhang *et al.* 2015). Estas condiciones en los humedales artificiales favorecen los procesos biológicos que son dependientes de la temperatura considerando que actividad de los microorganismos que se encargan de la degradación de contaminantes presenta un óptimo a temperaturas entre 15°C y 20°C. (Kaseva, 2004) (Truu *et al.* 2009).

La difusión de esta tecnología en Costa Rica es incipiente, debido al poco conocimiento de la técnica y a la escasa investigación que la respalda. Existen pocos estudios realizados que demuestran la eficiencia de estos sistemas. (Dallas *et al.* 2004) (Alfaro-Chinchilla *et al.* 2013) (Pérez-Salazar *et al.* 2013). Este trabajo pretende contribuir a la generación de conocimiento a nivel local, por lo cual se evaluó el comportamiento de la materia orgánica y los nutrientes en un sistema de biojardineras en la Región del Pacífico Central de Costa Rica, analizando la calidad del agua afluente y efluente, y realizándose un diagnóstico de su funcionamiento en términos de remoción.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra en la Región Pacífico Central, específicamente en el cantón de Osa, distrito Bahía Ballena, en Playa Dominical, en las instalaciones del Hotel Diuwak. El hotel se encuentra a orillas del río Barú a 50 m de la orilla costera, en las coordenadas 9°15'12"N y 83°51'53" W. La región se clasifica como bosque tropical muy húmedo, con una precipitación media anual cercana a los 4000 mm, y una temperatura media anual de 26°C. Esta zona del país se caracteriza por dos estaciones marcadas, la seca desde noviembre hasta abril y la estación lluviosa de mayo a octubre. El periodo lluvioso es muy severo y largo y un periodo seco corto y moderado. (Meza, 2004).

Se realizó la prueba T de igualdad de medias, utilizando PSPP para los parámetros DBO, DQO, SST, NTK, PO4-3 de los efluentes de todos los sistemas, con el fin de establecer las diferencias estadísticas entre las en condiciones de máxima y mínima ocupación, así como la época seca y lluviosa.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La materia orgánica y los nutrientes se degradan a diferentes velocidades, en primer lugar, se pierden las sustancias más biodegradables y las persistentes requieren de mayor tiempo. Debido a lo anterior, la concentración de dichos contaminantes en el agua del humedal, varía de forma continua. (Kadlec & Wallace, 2009). La tabla 1 muestra las eficiencias de cada uno de los humedales, los cuales involucran cuatro sistemas diferentes.

Tabla 1. Promedio de las eficiencias de los sistemas en el periodo de enero 2012– junio 2017

System	WW	CW	DBO (rem %)	COD (rem %)	N-NTK (rem %)	N-NH ₄ ⁺ (rem %)	P-PO ₄ ³⁻ (rem %)	TSS (rem %)
SG	Greywater	HFH 1	57	60	31	55	12	64
S1	Black water	HFH 2	83	70	70	63	57	88
	Black water	HFH 3	11	2	47	48	37	46
S2	Black water	HFH 4	60	38	56	57	53	55
	Black water	HFH 5	53	16	10	29	22	15
S3	Black water	HFH 6	84	63	76	75	45	78
	Black water	HFH 7	71	56	36	44	57	17

el DBO, 47-87% para el DQO, 61-85% para el NTK, 63-76% para el fósforo y 62-82% para el TSS, los cuales son similares a los encontrados en las regiones de condiciones climáticas análogas al sitio de estudio (Zhang et al. 2015).

El SG, posee un humedal y recibe principalmente aguas del restaurante y de la lavandería. Se observa que la eficiencia de remoción de materia orgánica y de nutrientes fue menor al resto de sistemas, específicamente en la remoción de fósforo, lo cual puede adjudicarse a varios factores: problemas de construcción y mantenimiento, inconvenientes de colmatación y el inadecuado funcionamiento del sistema de pretratamiento.

Respecto a las condiciones del hotel en temporada alta y baja, y tomando en cuenta las variables de DBO, DQO, NTK, SST, PO_4^{3-} , para los efluentes de todos los sistemas (G2, P3, P4 y P9) se estableció que no hay evidencia estadística para afirmar que el efluente de los sistemas es significativamente diferente en temporada alta con la temporada baja, así como en la época lluviosa con la época seca, debido a que la Prueba T de igualdad de medias en todos los casos fue $p \geq 0.05$.

Se observó que los sistemas S1, S2 y S3 están conformados por dos biojardineras en serie, sin embargo, se logró la máxima remoción de la mayoría de los parámetros en el primer humedal del sistema. Lo anterior indica que el segundo humedal cumple una función para el afinamiento del agua, debido a los bajos rendimientos obtenidos en los segundos sistemas de la conexión en serie (HFH 3, HFH 5 y HFH 7).

Materia orgánica

La DBO es uno de los parámetros que históricamente ha reportado mayores porcentajes de remoción en los CW, normalmente el rango varía entre el 75 % y 95 % en los humedales de flujo subsuperficial. (Gunes & Tuncsiperb, 2009) (Vera et al. 2011). Las eficiencias observadas en los sistemas estudiados en términos de DBO oscilan entre el 60-84% en la primera fase de la serie, en los segundos CW las eficiencias bajan notablemente entre 11-71%. Este comportamiento se pudo observar también en la vegetación donde se observó que las plantas *papyrus* y *heliconias* presentaron una zonificación marcada en términos de densidad y altura. El S3 mostró mayor eficiencia en la remoción de DBO, debido a que recibe aguas de la zona de menor ocupación del hotel, aumentando el tiempo de degradación de la materia orgánica. Por otra parte, el SG presentó el porcentaje de remoción menor, las plantas no se aclimataron de igual manera y el rendimiento promedio fue de 57%, valor bajo comparado con otros sistemas reportados en la literatura que superan el 70%. (Zhang et al. 2015) Diversos estudios reportan diversos porcentajes de remoción de DQO de 20% al 95 % en las aguas residuales ordinarias, donde el promedio ponderado para humedales en climas de tipo tropical es de 70%. (Zhang et al. 2015) El S3 alcanzó la mayor eficiencia en la remoción con un 84%, por el contrario, el S2 mostró la menor eficiencia con un promedio de 47%.

Estudios señalan que los valores de remoción de SST en este tipo de tecnología, se mantiene en el intervalo de 85% a 95%. El S3 presentó la mayor eficiencia de reducción de los SST con un valor de 82%, cercano a los valores mínimo reportados para humedales. El comportamiento de los SST es influenciado por los procesos físicos y biológicos que se dan dentro de los humedales. Normalmente, se eliminan de las aguas por sedimentación y filtración, debido al bajo flujo que entra al sistema. Además, la piedra y la periódica acumulación de sólidos permiten una filtración en el área más cercana a la entrada del agua.

Poco tiempo después que los SST quedan retenidos en el medio granular, se inician los procesos de degradación, razón por la cual los SST aportan materia orgánica al sistema (Kadlec & Wallace, 2009). Sin embargo, en los sistemas analizados se observó un efecto de arrastre de sólidos por escorrentía

hacia el humedal, debido a una deficiencia en su construcción y a la elevada precipitación característica de la zona.

Nutrientes

Los porcentajes de remoción para el nitrógeno en CW es variado, la mayoría rondan entre el 45 % y 65 %, sin embargo, en otros estudios se han obtenido porcentajes de hasta un 85 % de remoción. (Zang et al. 2015). Los porcentajes de remoción promedio para el NTK, donde S1 y S3 muestran un comportamiento muy similar con valores mayores al 80%, notándose que el mayor porcentaje de remoción ocurrió siempre en el primer humedal de cada sistema.

Estudios indican que la remoción de fósforo promedio en los CW varía entre el 40 % y 60 %, sin embargo, como se comentó en la sección anterior, este porcentaje varía con el paso del tiempo, ya que la eficiencia de remoción tiende a reducirse. El S3 presentó el mayor porcentaje de remoción con un valor de 76%, lo cual es muy similar a lo reportado en la literatura (73%) y a los porcentajes obtenidos a los sistemas de tratamiento de aguas negras. (Vymazal 2007). El fósforo soluble es absorbido por las plantas y convertido en tejido o pueden absorberse a los suelos de humedales y sedimentos. Algunas ocasiones se forman precipitados insolubles, pero debido a diversos factores se puede volver a disolverse en condiciones alteradas, como probablemente sucedió en el humedal SG, que presentó el menor porcentaje de remoción. (Kadlec & Wallace, 2009).

CONCLUSIONES

El sistema de tratamiento de aguas residuales del Hotel Diuwak posee una capacidad de remoción total de DBO 95%, DQO 84%, SST 82%, NTK 85% y TP de 76%. El estudio demostró una eficiencia en la remoción de materia orgánica y los nutrientes de las aguas residuales, comprobándose que ese tipo de sistemas pueden ser aplicados en núcleos descentralizados en zonas turísticas de climas tropicales. Se demostró que no existen diferencias significativas del comportamiento de los humedales respecto a las temporadas alta y baja, ni tampoco a la estación lluviosa y seca.

Se recomienda la utilización de humedales artificiales de flujo subsuperficial para el tratamiento de las aguas residuales en hoteles, cuyas aguas residuales posean características similares al Hotel Diuwak, para lo cual se debe tomar en cuenta los criterios de diseño adecuados. Zhang et al. 2015, concluye que existen relativamente pocos reportes sobre CW en regiones de clima tropical, por lo anterior este estudio genera aportes para incentivar la práctica y el desarrollo de la tecnología en Centroamérica.

REFERENCIAS

- Alfaro-Chinchilla, C., Pérez-Salazar, R., Solano, M. 2013. *Sanitation of wastewater through artificial wetlands in the Museum of Popular Culture of Universidad Nacional*. Ambientales. 45, 63-71. (Spanish)
- Dallas, S., Scheffe, B., Ho, G. 2004. *Reedbeds for greywater treatment—case study in Santa Elena-Monteverde, Costa Rica, Central America*. *Ecol Eng.* 23, 55-61.
- Donohoe, H., Needham, R. 2006. *Ecotourism: The Evolving Contemporary Definition*. *Journal of Ecotourism*. 5 (3), 192-210.
- Gunes, K., Tuncsiper, B., 2009. A serially connected sand filtration and constructed wetland system for small community wastewater treatment. *Ecol Eng.* 35, 1208–1215
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D. 2009. *Treatment Wetlands, 2nd ed.* CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Kaseva, M.E. 2004. *Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater—a tropical case study*. *Water Res.* 38 (3), 681–687.
- Meza, T. (2004). *Geography of Costa Rica. Geology, Nature and Environmental Policies. Technological Editorial of Costa Rica. First reprint, Costa Rica.* (Spanish)
- Pérez-Salazar, R., Alfaro-Chinchilla, C., Sasa-Marín, J., Agüero-Pérez, J. 2013. *Performance evaluation of an alternative artificial wetlands system used as wastewater treatment*. UNICIENCIA. 27, 332-340.
- Vymazal, J., 2014. *Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: a review*. *Ecol. Eng.* 73, 724-751.
- Zhang B.Y., Zheng, J. Sharp R.G. 2010. *Phytoremediation in Engineered Wetlands: Mechanisms and Applications*. *Procedia Environ Sci* 2. 1315–1325.
- Zhang D., Jinadasa K., Gersberg R., Liu Y., Tan S., Ng W. 2015. *Application of constructed wetlands for wastewater treatment in tropical and subtropical regions (2000–2013)*. *J Environ Sci.* 30, 30-46.

The wastewater treatment by monoculture and polyculture of ornamental plants into horizontal subsurface flow constructed wetlands

Ana María Leiva*, Romina Núñez*, Gloria Gómez*, Daniela López* and Gladys Vidal*

* Engineering and Biotechnology Environmental Group, Environmental Science Faculty & Center EULA–Chile, University of Concepción. P.O. Box 160-C. Concepción-Chile.
(E-mail: glvidal@udec.cl)

Abstract

The aim of this study was to evaluate the wastewater treatment by two ornamental plants in monoculture and polyculture horizontal subsurface flow (HSSF) constructed wetlands. Two pilot-scale HSSF systems each were operated over two years (2015 and 2016); a) one was planted with a mixture of *Cyperus papyrus* and *Zantedeschia aethiopica* (HSSFCyp/Zant), and b) the other was planted only with *Cyperus papyrus* (HSSF-Cyp). To compare the performance between monoculture and polyculture systems, growth characteristics, biomass production and nutrients uptake of different plants used in HSSF systems were compared. The biomass production and the density of both HSSF systems fluctuated between 19.7-21.5 kg dry weight (DW)·m⁻² and 454-684 individuals·m⁻². Regarding the nutrient content of different plants used, *Zantedeschia aethiopica*, which was planted in the polyculture system, had the highest TN and TP content in all plants tissues (59.6 g N·kg⁻¹·DW⁻¹ and 8.28 g P·kg⁻¹·DW⁻¹, respectively).

Keywords: *Cyperus papyrus*; *Zantedeschia aethiopica*; monoculture, polyculture, horizontal subsurface flow constructed wetlands.

INTRODUCTION

Plants are considered to be an essential component of constructed wetlands (CWs). Their most important roles are related to their physical effects, the uptake of nutrients, the release of oxygen to the rhizosphere and the microorganism hosting (Brix, 1997; Shelef et al., 2013). The use of ornamental plants in CWs is an attractive alternative for small communities due to their capacity to improve the treatment system landscape and their commercial values through the production of flowers and fibers (Zurita et al., 2009, Vera et al., 2011). One aspect that has been controversial is the effect of monoculture and polyculture in CWs. Regarding the effect of these systems on plant growth characteristics, Liang et al. (2011) found that a polyculture wetland had a density between 85.6-123.8 individuals·m⁻², whereas the monoculture presented a density between 56-86.3 individuals·m⁻². Nonetheless, during the first year, the monoculture wetland had a larger biomass (2.0 kg of dry weight (DW) m⁻²) compared to the polyculture system (1.7 kg DW·m⁻²). In this same study, this behavior changed during the latter 3 years, where biomass production was 1.2-1.7 times higher in the polyculture system. These results indicate that the differences between monoculture and polyculture wetlands are still unclear. To improve the performance of polyculture in constructed wetlands, some authors suggest a good plant selection for avoiding species competition that may affect nutrient removal and vegetation stability in CWs (Zhang et al., 2007). Taking the above into account, the aim of this study was to compare the effect of two ornamental plants, *Zantedeschia aethiopica* and *Cyperus papyrus*, in monoculture and polyculture horizontal subsurface flow (HSSF) CWs.

MATERIALS AND METHODS

The wetland system consists in a four HSSF pilot plant located in Hualqui (36°59'26.93" south latitude and 72°56'47.23" west longitude), Biobío Region, Chile. One of them was planted with *Cyperus papyrus* (HSSF-Cyp), and the other was planted with a mixture of *Cyperus papyrus* (11 plantlets) and *Zantedeschia aethiopica* (7 plantlets) (HSSFCyp/Zant). These two ornamental plant species are commonly used in CWs applications. The support medium used was gravel with a size of 19-25 mm and a porosity of 0.6% (Sepúlveda-Mardones et al., 2017). To compare the growth of *Zantedeschia aethiopica* and *Cyperus papyrus* in each HSSFs, the coverage percentage (%) and the

density (individuals·m⁻²) were calculated from counting the number of individuals in a PVC quadrant of 0.0625 m² (Neubauer et al., 2012; López *et al.*, 2016).

The biomass above and belowground was divided into flowers, roots and stems, and then they were measured after drying in an oven between 70-80 °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 analyzed for nutrient content. For nitrogen analysis, the samples were digested with sulfuric acid (H₂SO₄), salicylic acid (C₇H₆O₃) and hydrogen peroxide (H₂O₂), and then the nitrogen content was measured by colorimetry (650 nm). The phosphorus content was determined by calcination (500°C) and then by colorimetry (466 nm).

RESULTS AND DISCUSSION

Ornamental plants development in HSSF-Cyp/Zant and HSSF-Cyp

Table 1 shows the growth characteristics and total biomass production (above and belowground) evaluated by zones (A, B, and C) of each HSSF system during the two operational years (2015-2016). Comparing HSSF-Cyp/Zant (polyculture system) and HSSF-Cyp (monoculture system), the biomass production was significantly different in Zone B (the middle zone: 1.4 m from the inlet) and Zone C (the outlet zone: 2.25 m from the inlet) ($p < 0.05$). In Zone B, HSSF-Cyp/Zant (3.7 kg DW·m⁻²) had a larger total biomass compared to HSSF-Cyp (0.2 kg DW·m⁻²). However, in Zone C, the behavior was completely different. The total biomass of HSSF-Cyp was 2 times higher than that found in HSSF-Cyp/Zant ($p < 0.05$). HSSF-Cyp had a similar coverage percentage to HSSF-Cyp/Zant in Zones B and C, but higher percentages in Zone A (>50% for HSSF-Cyp and <35% for HSSF-Cyp/Zant) ($p < 0.05$). For the density (individuals·m⁻²), the monoculture system displayed a total density 1.2-1.7 times higher than the polyculture system, but only in Zone C was it significant ($p < 0.05$). These results suggest that, in general, HSSF-Cyp was more stable in growth characteristics (biomass production and density) than HSSF-Cyp/Zant. The same behavior was observed in Liang *et al.* (2011), where the monoculture wetland had a total biomass of 2.0 kg DW·m⁻² during the first year, and the polyculture wetland achieved a total biomass 1.2 times lower. On the contrary, in HSSF-Cyp (monoculture system), the total biomass and the density in Zone C were higher than Zones A and B ($p > 0.05$). Zone C corresponds to the outlet zone of CWs. This phenomenon can be associated with higher TN concentrations of the influent (87.5-102.2 mg·L⁻¹) in inlet zones (Zones A and B) that can affect a plant's development.

Table 1. Growth characteristics and biomass production in HSSF-Cyp/Zant and HSSF-Cyp during the operational time.

Zone	Constructed Wetlands					
	HSSF-Cyp/Zant			HSSF-Cyp		
	A	B	C	A	B	C
Total biomass (kg DW/m ²)	7.4 ± 7.1	3.7 ± 1.0	8.6 ± 2.0	5.0 ± 0.9	0.2 ± 0.0	16.34 ± 1.0
Coverage (%)	35.6 ± 1.9	8.7 ± 1.5	61.6 ± 1.8	57.5 ± 4.7	15.5 ± 2.8	64.4 ± 4.7
Density (individuals/m ²)	165 ± 30	32 ± 10	257 ± 38	195 ± 50	45 ± 27	444 ± 51

Nutrients uptake in HSSF-Cyp/Zant and HSSF Cyp

Figure 1 shows the TN and TP contents in different plant tissues for both HSSF systems. *Zantedeschia aethiopica* planted in HSSF-Cyp/Zant had the highest TN and TP contents in stems (18.7 g N·kg⁻¹·DW⁻¹ and 3.08 g P·kg⁻¹·DW⁻¹, respectively), roots (4.2 g N·kg⁻¹ DW⁻¹ and 0.52 g P·kg⁻¹·DW⁻¹, respectively) and flowers (36.7 g N·kg⁻¹·DW⁻¹ and 4.6 g P·kg⁻¹·DW⁻¹, respectively) ($p < 0.05$). These results agree with those found by Carneiro et al. (2015), who reported TN and TP contents in flowers of *Zantedeschia* spp. between 25.5-34.7 g N·kg⁻¹·DW⁻¹ and 4.1-4.9 g P·kg⁻¹·DW⁻¹, respectively. Comparing *Cyperus papyrus* planted in HSSF-Cyp/Zant with those planted in HSSF-Cyp, non-significant differences in TN and TP contents were observed ($p > 0.05$). Abou-elela and Hellal (2012) used *Cyperus papyrus* in VSSF systems and reported TN and TP contents of 19.3 g N·kg⁻¹·DW⁻¹ and 2.2 g P·kg⁻¹·DW⁻¹, respectively, which were similar to those found in this study, which fluctuated between 21.8-25.1 g N·kg⁻¹·DW⁻¹ and 3.3-3.8 g P·kg⁻¹·DW⁻¹, respectively, in both HSSF systems. The TN and TP distribution rank in the three plant tissues was as flower>stem>root for the three plants evaluated ($p > 0.05$). This distribution is explained by the translocation of nutrients from the roots to the aerated zones of plants.

CONCLUSIONS

In the present study, differences between HSSF-Cyp/Zant and HSSF-Cyp in the biomass production and the TN and TP contents were observed ($p > 0.05$). Moreover, HSSF-Cyp achieved a total biomass of 21.5 kg DW·m⁻², whereas *Zantedeschia aethiopica* planted in HSSF-Cyp/Zant reached the highest TN (59.6 g N·kg⁻¹·DW⁻¹) and TP (8.28 g P·kg⁻¹·DW⁻¹) content.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported by INNNOVA BIO BIO Proyect N° 13.3327-543 IN.IIP and CONICYT/ FONDAP/15130015.

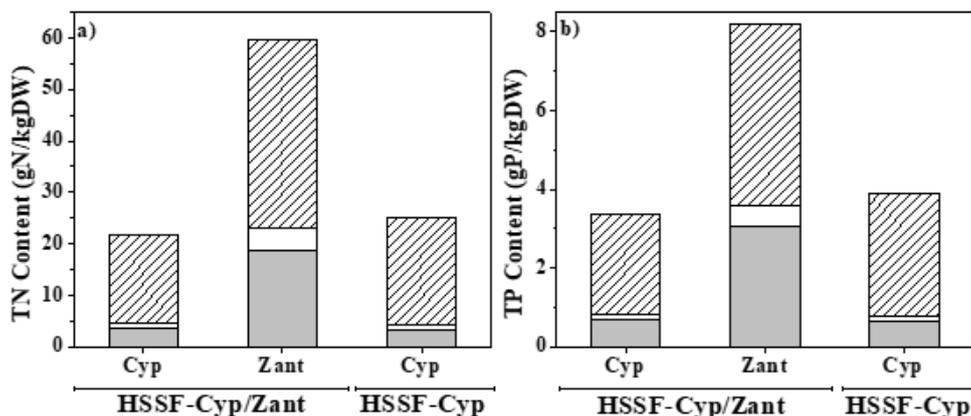


Figure 1. Distribution of a) Total nitrogen (TN) and b) Total phosphorus (TP) content in plant tissues (Flower: ▨ ; Root: □ ; Stem: ■) for two species plants (Cyp: *Cyperus papyrus*; Zant: *Zantedeschia aethiopica*) in both HSSF systems.

REFERENCES

- Brix, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Sci. Technol.* 35 (5), 11-17.
- Konnerup, D., Koottatep, T., Brix, H. 2009. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. *Ecol. Eng.* 35(2), 248-257.
- Carneiro, D.N., Coelho, L.L., Paiva, P., Almeida, E.F., Carneiro, L.F. 2015. Evaluation of macronutrient demand in calla lily (*Zantedeschia aethiopica*). *Aust. J. Crop Sci.* 9(8), 761.
- Liang, M.Q., Zhang, C.F., Peng, C.L., Lai, Z.L., Chen, D.F., Chen, Z.H. 2011. Plant growth, community structure, and nutrient removal in

- monoculture and mixed constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 37(2), 309-316.
- López, D., Sepúlveda, M. and 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, 421-43.
- Sadzawka, R., Carrasco, M., Demanet, R., Flores, H., Grez, R., Mora, M., Neaman, A. 2007. *Methods for Analysis of Plant Tissue*, 2nd ed. Instituto de Investigaciones Agropecuarias de Chile (INIA), Santiago de Chile (In Spanish).
- 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.
- Shelef, O., Gross, A., Rachmilevitch, S. 2013. Role of plants in a constructed wetland: current and new perspectives. *Water.* 5(2), 405-419.
- Vera, I., García, J., Sáez, K., Moragas, L., Vidal, G. 2011. Performance evaluation of eight years experience of constructed wetland systems in Catalonia as alternative treatment for small communities. *Ecol. Eng.* 37(2), 364-371.
- Zhang, Z., Rengel, Z., Meney, K. 2007. Nutrient removal from simulated wastewater using *Canna indica* and *Schoenoplectus validus* in mono-and mixed-culture in wetland microcosms. *Water Air Soil Pollut.* 183(1-4), 95-105.
- Zurita, F., De Anda, J., Belmont, M.A. 2009. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 35(5), 861-869.

Comportamiento de Sistemas de Drenaje Urbano Sostenible -SUDS- a escala laboratorio para el tratamiento de agua de escorrentía urbana y agua residual doméstica

Julián Lasso*, Janneth Cubillos* y Diego Paredes Cuervo*

* Grupo de Investigación en Agua y Saneamiento-GIAS, Universidad Tecnológica de Pereira, UTP La Julita, Pereira, Colombia

(E-mail: jlasso@utp.edu.co; jacubillos@utp.edu.co; diparede@utp.edu.co)

Resumen

Se estudiaron dos Sistemas de Drenaje Urbanos Sostenibles para ser evaluados en términos de calidad a escala de laboratorio, debido a que estas alternativas se adecúan mejor a las condiciones urbanas actuales y futuras de las ciudades en Colombia, además pueden dar respuesta al manejo de aguas de lluvia y de aguas residuales contemplando factores de tipo climático, urbano, económico, técnico, entre otros. Para llevar a cabo este estudio, se simularon condiciones de eventos de escorrentía y de vertimiento en los sistemas, se analizó la eficiencia de remoción de los contaminantes presentes en cada una de estas aguas. Finalmente, se encontró que los jardines de lluvia alimentados con agua de escorrentía urbana y agua residual presentaron mayor eficiencia en remoción de contaminantes en Cu, N, P, DQO, HCT y Coliformes Totales respecto a las zanjas de infiltración, los cuales oscilaron entre 42.5% y 87.0 % lo que deduce una alta probabilidad de ser eficientes a escala real.

Palabras Clave

SUDS; calidad; afluentes; efluentes; laboratorio

INTRODUCCIÓN

El crecimiento demográfico y el desarrollo de actividades tanto económicas como productivas en las ciudades han acelerado en los últimos años el progreso urbanístico y vial no planeado, generando cambios en la cobertura vegetal natural y en el uso del suelo, aumentando el área de superficie impermeabilizada. Debido a esta situación, el desaprovechamiento del agua de lluvia y la alteración del recurso hídrico en términos de cantidad y calidad también han aumentado, lo que obliga a identificar, estudiar e investigar alternativas que ayuden a reducir estos efectos. En este sentido, cada vez más se han contemplado la implementación de Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible -SUDS- para la gestión de las aguas lluvias, debido a los beneficios hidráulicos e hidrológicos tales como el manejo de grandes flujos o volúmenes de escorrentía, la reducción de derrames de aguas residuales y/o la recarga de aguas subterráneas. De acuerdo con lo expresado anteriormente, el análisis en términos de calidad de los SUDS en Colombia es poco estudiado, lo que hace necesario aumentar el conocimiento en el desempeño a pequeña escala y así dimensionar o determinar la viabilidad de ser implementados a escala real. Por lo tanto, el objetivo principal de este trabajo fue evaluar el comportamiento de dos SUDS a escala laboratorio para el tratamiento de agua de escorrentía urbana y agua residual doméstica.

MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología llevada a cabo consistió en la selección de los SUDS a evaluar, el diseño de éstos y el análisis de la calidad del agua de escorrentía y el agua residual. Para la selección de los SUDS a evaluar a escala laboratorio, se realizó un ejercicio de priorización de diferentes sistemas aplicados en diferentes países y que se adecúan mejor a las condiciones actuales de la zona de estudio. Para ello, se utilizó la metodología de jerarquización AHP (*Analytic Hierarchy Procces*) la cual provee objetivos matemáticos a procesos subjetivos, en donde se manifiesten preferencias personales o grupales en la toma de decisiones. Para llevar a cabo la selección de la mejor alternativa, se establecieron criterios encaminados a orientar la decisión, enfocándose en tres aspectos principales: ambiental, técnico y financiero. Para el diseño de los sistemas alimentados con agua de escorrentía urbana en términos de cantidad, se contemplaron las condiciones climáticas de la zona de estudio, estimando a partir de la temperatura promedio, la evapotranspiración media diaria multianual y a partir de la precipitación.

En términos de calidad, se contempló el análisis de Demanda Química de Oxígeno -DQO-, Sólidos Suspendidos Totales -SST-, Nitrógeno Total, Fósforo Total, Cobre, pH, Conductividad Eléctrica e Hidrocarburos Totales-HCT-. Para los sistemas alimentados con agua residual, a diferencia del anterior, se adicionó el análisis de Coliformes Totales y se descartó el análisis de HCT.

Finalmente se realizó un análisis comparativo de la calidad de los sistemas, donde se determinó el porcentaje de remoción de carga contaminante como la división entre la concentración en la salida sobre la entrada del sistema (a partir de tomas de muestras del afluente y el efluente de cada sistema una (1) vez a la semana durante cuatro (4) meses).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los sistemas fueron implementados en el Laboratorio de Procesos Biológicos de la Universidad Tecnológica de Pereira-UTP (Colombia). Dentro de los SUDS disponibles consultados en literatura, se seleccionaron tres tipos para su aplicación a escala de laboratorio, siendo estos los pavimentos permeables, los jardines de lluvia y las zanjas de infiltración.

Para determinar las dos (2) alternativas más apropiadas, se consideraron para los criterios ambientales una ponderación de 61%, los criterios financieros de 12%) y los criterios técnicos del 27%. Respecto a los subcriterios, en los criterios ambientales fueron: impacto visual – mejoramiento del paisaje (23.1% de importancia), menor alteración en suelo (7.7% de importancia) y posibilidad de recarga de aguas subterráneas (69.2% de importancia). Para los técnicos: menor complejidad en la ejecución (importancia de 6.8%), menor complejidad en la operación (importancia de 12.1%), capacidad (importancia de 31.3%) y calidad teórica del efluente (49.7%). Por último, para los financieros: menores costos de inversión (33.3% de importancia) y menores costos de operación y mantenimiento (66.7% de importancia). Los resultados finales arrojaron que en los criterios técnicos se obtuvo similitud en la prioridad entre las zanjas de infiltración y los jardines de lluvia debido a la baja complejidad en operación y mantenimiento. Los pavimentos porosos, aunque pueden teóricamente presentar una mejor calidad del efluente, sus costos son elevados. Finalmente, los jardines presentaron la mayor calificación (52.47%), seguido de las zanjas de infiltración (26.26%) y por último, los pavimentos permeables (21.27%). Dado que los dos primeros tuvieron igual prioridad técnica, se decidió analizar ambos sistemas con el fin de analizar si en términos de calidad, tienen un comportamiento similar.

En el diseño de los SUDS evaluados con agua de escorrentía, se efectuó la revisión de los puntos de captura de agua lluvia en la zona de estudio (canales y sumideros), logrando caracterizar la calidad del agua. Se decidió que para efectos de control de la variabilidad de las características fisicoquímicas del agua lluvia, la preparación de un agua de escorrentía sintética, con las condiciones de calidad similares a las caracterizadas. Por otro lado, los SUDS evaluados con aguas residuales, fueron diseñados caracterizando el afluente de Planta de Tratamiento de Aguas Residuales –PTAR- de la zona de estudio.

En la construcción de las unidades experimentales, se utilizaron canecas plásticas de 55 galones perforadas en su parte baja para garantizar la salida de agua de la unidad y toma de muestra del efluente. Para los Jardines de lluvia se contempló una capa de 1.0m de altura tomando como material filtrante grava y arena (60% y 40%, respectivamente) sembrados con heliconias *Orthotricha sp* (Ouyang et al., 2011) y para las zanjas de infiltración se usó grava como con porosidad del 43% a una altura de 0.55 m.. En ambos sistemas, se obtuvieron una unidad más réplica para evaluación con agua de escorrentía y una segunda unidad más réplica para evaluación con agua residual doméstica. Para estimar y simular el caudal de inyección a los sistemas alimentados por agua de escorrentía a escala real, se evaluaron las condiciones climáticas de la zona de estudio, obteniendo una evapotranspiración media de 3.22 mm/día y una intensidad máxima diaria de 20 mm/h. Para el agua residual, el caudal de inyección se estimó de 112 ml/min.

Luego, en el análisis de calidad, las muestras de agua fueron desplazadas al laboratorio inmediatamente

después de ser recolectadas, y fueron analizadas dentro de los tres días siguientes al evento de toma de muestras, siguiendo las debidas recomendaciones en cuanto a preservación y refrigeración para garantizar la representatividad de las mismas. Se observó en la Tabla 1 para los jardines de lluvia alimentado con agua de escorrentía, que presentaron mayor eficiencia de remoción que las zanjas de infiltración (excepto para DQO y HCT donde tendieron a ser similares) lo cual puede ser atribuido a la presencia de vegetación y de sustrato con menor porosidad (arena) que ayudan a retener más contaminantes y sedimentos. Estos resultados coincidieron con estudios realizados a escala laboratorio y a escala real realizados por Hoff et al. (2003), Kim et al. (2003) y Amado et al. (2012) en los que se presenta remoción de los contaminantes (exceptuando el Nitrógeno por efecto de la alta Conductividad Hidráulica e infiltración del sustrato, lo que limita la formación de saturación y por ende la generación de condiciones anaeróbicas que faciliten los procesos biológicos y el intercambio de iones). Frente al parámetro pH se identifica un rango de valores entre 6.3 y 7.5 el cual es considerado como un pH esperado por efecto de la presencia de CO₂ atmosférico en el agua de lluvia y los contaminantes que transporta el agua en un drenaje urbano o la influencia de actividades antrópicas (Vázquez et al. 2012; Seinfeld y Pandis, 2006).

Tabla 1. Eficiencias de remoción estimadas para agua de escorrentía.

	Cobre (%)	Nitrógeno (%)	Fósforo (%)	SST (%)	DQO (%)	HCT (%)	pH (Unid.)	Conductividad (µSm/cm)
Jardín de Lluvia	42.5	47.0	87.0	19.0	58.0	68.5	6.3	331.8
Jardín de Lluvia (R)	27.5	47.0	86.0	25.0	57.0	65.0	6.5	375.4
Zanja de infiltración	29.0	15.5	39.0	56.0	56.0	57.0	7.5	183.4
Zanja de infiltración (R)	35.1	16.5	40.0	40.0	73.0	73.0	6.7	179.7

Para los sistemas alimentados con agua residual, se analizó una diferencia considerable en la eficiencia de remoción para Nitrógeno y Fósforo en los jardines de lluvia comparados con las zanjas de infiltración (tabla 2), lo cual se atribuye al caudal de inyección a los sistemas contemplado y al aprovechamiento directo de parte de la vegetación y posiblemente influenciados por la cantidad de sedimentos que en el agua residual puede ser mayor a la cantidad de sedimentos presentes en el agua de escorrentía (Hsieh y Davis, 2005). Para el resto de parámetros analizados, se observó un porcentaje de remoción similar entre ambos sistemas. Respecto a los valores de pH, se asumieron que están en el rango de valores esperado para ambos sistemas de acuerdo con lo expresado por Paul y Clark (1996) el cual oscila entre 6.6 y 8.0. Para los coliformes, se encontró un valor de remoción levemente mayor en los jardines de lluvia, debido a la capa de arena contemplada en el sustrato de éstos.

Tabla 2. Eficiencias de remoción estimadas para agua residual

	Coliformes (%)	Nitrógeno (%)	Fósforo (%)	SST (%)	DQO (Unid.)	pH (unid.)	Conductividad (µSm/cm)
Jardín de Lluvia	40.0	55.9	87.1	60.1	47.2	6.71	114.8
Jardín de Lluvia (R)	71.7	54.7	89.3	55.5	56.9	6.72	117.1
Zanja de infiltración	40.2	34.3	22.4	56.5	38.4	7.70	169.1
Zanja de infiltración (R)	22.1	32.9	23.6	26.1	30.7	7.60	176.9

CONCLUSIONES

Se analizó que HCT, PO₄ y N son más removidos por los Jardines de lluvia (plantas-grava-arena) comparados con las zanjas de infiltración (grava), mientras que para SST y DQO se evidencia influencia del material poroso al cual es sometida el agua, demostrando que la porosidad del material

es importante a la hora de decidir cuál de los SUDS son más viables considerar a implementar a escala real. Se observó que los SUDS evaluados a escala laboratorio en este trabajo también realizan tratamiento de aguas residuales domésticas cuando son alimentados con este afluente, pero con una eficiencia menor a las que pueden obtenerse con un humedal construido debido a factores hidráulicos, especialmente.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan sus agradecimientos al Departamento de Ciencia, Tecnología e Innovación de Colombia – COLCIENCIAS- a través de la *Convocatoria para proyectos en Ciencia, Innovación y Tecnología en Geociencias* número 660 de 2014 por la financiación de esta investigación. Igualmente a la Universidad Tecnológica de Pereira y la Facultad de Ciencias Ambientales –FCA- y el grupo de investigación en Agua y Saneamiento –GIAS- por brindar el espacio para la realización de este estudio.

REFERENCIAS

- Amado L., Albuquerque, A., EspiritoSanto, A.2012. Influence of stormwater infiltration on the treatment capacity of a LECA-based horizontal subsurface flow constructed wetland. *Ecological Engineering* 39,16–23.
- Hoff, H. 2009. Global water resources and their management. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 1, 141–147.
- Hsieh, C., Davis, A. 2005. Multiple-event study of bioretention for treatment of urban storm water runoff. *Water Science Technolgy*, 51,177–181.
- Kim, H., Seagren, E., Davis, A. 2003. Engineered bioretention for removal of nitrate from stormwater runoff. *Water Environment Research* 75, 355-367.
- Ouyang Y, Luo S y Cui H. 2011. Estimation of nitrogen dynamics in a vertical-flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 37, 453–459.
- Paul, E., Clark, F. 1996. Soil microbiology and biochemistry. (2nd ed.). San Diego: Academic Press.
- Seinfeld, J. H. y Pandis, S. N. 2006. Atmospheric chemistry and physics from air pollution to climate change. Segunda Edición; John Wiley & Sons, Inc., EEUU.
- Vásquez T., Alfaro R., Sibaja J., Esquivel G., Valdés J. 2012. Composición química del agua de lluvia y de niebla recolectada en la reserva biológica Monteverde. *UNICIENCIA* 26, 51-63.

Influence of the operation cycle on the performance of the first stage of a full-scale French System of Vertical Flow Constructed Wetland: focus on the feeding/resting periods

Jorge Alejandro García Zumalacarregui**, Mirene Augusta de Andrade Moraes*, Camila Maria Trein* and Marcos von Sperling*

*Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais, 6627 Antônio Carlos Ave., Engineering School, Room 4619, 31270-901, Belo Horizonte, Brazil.

(E-mail: jalegarciaz@gmail.com; moraes.mirene@gmail.com; camilatrein@yahoo.com.br; marcos@desa.ufmg.br)

**University of Cuenca, 12 de Abril Ave. and Loja Ave., Cuenca, Ecuador.

Abstract

The technology of Vertical Flow Constructed Wetlands - French System (VFCW-FS) for treating raw waste water uses intermittent and successive periods of feeding and rest periods. In the first stage of this system, it is usually recommended around 3.5 days of feed and 7 days of rest to maintain permeability and oxygen content to sustain aerobic degradation processes. This study evaluates the implications in terms of performance along the operation cycle of one filter in the first stage of a VFCW-FS (100 p.e., operating with only two units), with an increased number of feeding days (7 days), while maintaining the same resting period (7 days), operating under Brazilian tropical climatic conditions. Results showed that the development of the surface deposit layer during the feeding period, together with an increase of feeding days, decreased the performance of the treatment system, as measured by in situ probes. After 3.5 days from starting feeding, pollutant removal was high, and even after 7 days aerobic conditions still prevailed (3.6 mg.L⁻¹ DO), but effluent TSS concentrations were poor (198 mg.L⁻¹). The accumulation of solids in the upper part of the filter and the biofilm growth resulting from seven days of feeding operation are important aspects of the performance of the system, with respect to TSS retention and effluent aerobic conditions.

Keywords: operating parameters, oxygen consumption, raw sewage, surface sludge deposit layer..

INTRODUCTION

Vertical flow constructed wetlands (VFCWs) are extremely reliant on aerobic processes; clogging of the substrate matrix critically hinders the oxygen transport and therefore results in a rapid failure of the treatment performance of the system (Langergraber et al., 2003). The French version of vertical wetlands usually involves two treatment stages, with three units in parallel in the first stage and two units in the second, with successive periods of feeding (usually 3.5 days) and rest periods (7 days at the first stage and 3.5 at the second stage) to maintain permeability and oxygen content and to control biomass growth (Morvannou et al., 2015).

Since the operational recommendations (days of feeding / days of rest) have been established for countries with cold or temperate climatic conditions, the objective of this study was to evaluate the influence of the operational regime on the performance in the first stage of a vertical wetland - French system, having an increased number of feeding days (7 days), while maintaining the same number of recommended rest days (7 days), operating under Brazilian tropical climatic conditions. Environmental conditions and effluent concentrations were measured after 3.5 and 7.0 days after the beginning of the feeding period.

MATERIAL AND METHODS

Experimental unit description

The VFCW is located at the Centre for Research and Training in Sanitation (CePTS) of the Federal University of Minas Gerais (UFMG) and the Water and Sanitation Company of Minas Gerais (COPASA) in Belo Horizonte, Brazil. The VFCW system was designed following, with some adaptations, the French recommendations from IRSTEA (previously CEMAGREF) for the first stage of the system (Molle et al., 2005).

The system was designed to treat raw waste water generated by an equivalent population of 100 inhabitants. Each unit has a rectangular area of 29.1 m² (width of 3.1m and length of 9.4 m) and a depth of 1.0 m, where 0.3 m corresponds to the free board and 0.7 m to the three-layer filter media. The filter is composed of a 0.40 m top layer of fine gravel (2.4mm – 12.5mm), a 0.15 m intermediate layer of medium gravel (4.8mm – 25mm) and a 0.15 m bottom drainage layer of coarse gravel (19mm – 50mm). The total area occupied by the three units is 87.3 m² (approximately 0.9 m².population equivalent.⁻¹). Emptying of the accumulation box was made by a dosing siphon. In the present research, the system was operated with only two units in parallel (0.6 m².population equivalent.⁻¹), but only one of the units was monitored.

Operating conditions, sampling and monitoring

The unit was fed for 7 days, and rested for the same period, completing a total cycle of 14 days. The inflow was 13 m³.d⁻¹, divided into 24 batches of 0.53 m³ every hour, resulting in a hydraulic loading rate (HLR) in the unit in operation of 0.45 m³.m⁻².d⁻¹, with an instantaneous hydraulic loading rate (HLR_{inst}) during the pulse of 0.14 m³.m⁻².h⁻¹ (2.3 L.m⁻².min⁻¹). Online parameters (hydrogenionic potential - pH, dissolved oxygen - DO, temperature - Temp., redox potential - ORP and total suspended solids - TSS) were measured in situ in 18 samples of raw waste water and treated effluent after 3 and 7 days from the beginning of the feeding period.

This paper presents only these parameters, which have been measured by probes, leading to a higher number of results. Non-parametric statistical test for independent samples (Mann-Whitney U-test) at the significance level of 5% was performed with the help of software STATISTICA version 10.0 Enterprise, to test the difference between the samples of the two days (3rd and 7th).

RESULTS AND DISCUSSION

Values of the applied surface Hydraulic Loading Rate (HLR), applied Instantaneous Hydraulic Loading Rate (HLR_{inst}), applied Solids Loading Rate (SLR), influent and effluent concentration values, together with *p*-values on the Mann Whitney U-test comparing the effluent concentrations in the 3rd and 7th day of feeding cycle are summarized in Table 1 (mean values) and illustrated in Figure 1. During all the study, the resulting SLR had a mean of 188 gTSS.m⁻².d⁻¹, above the recommended value of 150 gSST.m⁻².d⁻¹ for the filter in operation for the French design (Molle et al., 2005) and the applied mean HLR_{inst} was 0.14 m³.m⁻².h⁻¹, well below the minimum of 0.5 m³.m⁻².h⁻¹, according to Dotro et al. (2017).

Mean effluent concentrations of TSS were 54 mg.L⁻¹ in the third day, increasing to 198 mg.L⁻¹ at the last day of feeding (seventh day), with significant differences between the two days (*p* = 0.0012). With the increase in the number of feeding days the applied hydraulic loading rate was not compatible with the drainage capacity. From the 6th day, some saturated areas appear at the top layer of the system, thus possibly impairing the ability to remove pollutants, especially TSS. Kania et al. (2018) accentuate that the growth of the surface layer's thickness may also reduce the permeability of the filter and lead to clogging, thereby reducing treatment performance.

Table 1. Mean concentration values and *p*-values of the Mann-Whitney U-test comparing the effluent concentrations between the third and seventh day during the feeding cycle.

Sample	Feeding day	Mean concentration values				
		pH	Temp. (°C)	DO (mg.L ⁻¹)	ORP (mV)	TSS (mg.L ⁻¹)
Influent	1 st to 7 th	7.3 (0.18) ¹	21.7 (2.39)	0.76 (0.45)	- 3 (62)	428 (184)
Effluent	1 st	7.4 (0.41)	24.7 (1.10)	5.3 (1.40)	375 (19)	113 (34)
Effluent	3 rd	7.1 (0.14)	22.6 (0.92)	4.5 (0.76)	345 (40)	54 (63)
Effluent	7 th	6.9 (0.29)	23.4 (2.52)	3.6 (1.70)	262 (36)	198 (50)
<i>p</i>-value				0.40	0.00001*	0.0012*

Number of samples: 18

HLR: Hydraulic Loading Rate = 0.45 m³.m⁻².h⁻¹(unit in operation).

HLR_{inst}: Instantaneous Hydraulic Loading Rate = 0.14 m³.m⁻².h⁻¹(unit in operation.)

SLR: Solids Loading Rate = 188 gTSS m⁻².d⁻¹(unit in operation.)

¹Values between brackets are standard deviations.

**p*-value ≤ 0.05: means samples are significantly different

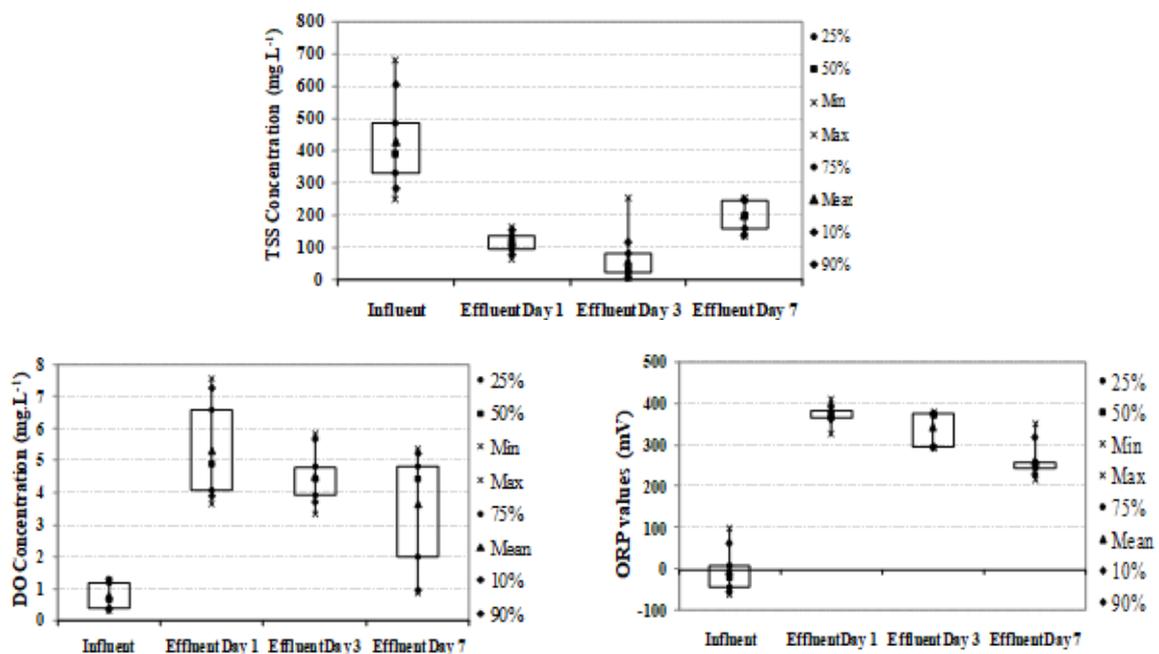


Figure 1. Influent and effluent TSS and DO concentrations and ORP values

In relation to mean effluent concentrations of DO, during the period studied the oxygen concentrations at the outlet were positive, 4.5 mg.L⁻¹ and 3.6 mg.L⁻¹ for the third and seventh days, respectively. The statistical analysis showed that there were no significant differences between the two days studied (*p*= 0.40). However, the dissolved oxygen of the 7th day showed greater variability in the data. As expected, redox potential increased from influent to effluent, reaching high values. Between the 3rd and the 7th days there was significant difference (*p* =0.00001), but the medium continued aerobic.

Aerobic conditions were maintained during all the feeding cycle. However, at the 7th day, there was a significant increase in the TSS effluent concentration, resulting in non-compliance with the sewage discharge standards in Brazil (100 mg.L⁻¹). Notwithstanding, it is observed that, although there was possibility of aerobic degradation, other processes, such as filtration or sedimentation, deteriorated.

The results indicate that the established conditions allowed the maintenance of the aerobic conditions throughout the seven days of feeding, an important requirement for the degradation of organic

matter and nitrification. Torrens *et al.* (2009) emphasize that the lack of compliance with feeding recommendations and rest periods (3-4 days of feeding / 7 days of rest) for the climatic conditions of France increases the accumulation of the organic layer on the surface, causing problems of clogging, a fact not observed when the recommended operating criteria are respected. However, it should be remembered that the current research was undertaken at a warm climate.

CONCLUSIONS

Results showed that in the first stage of the vertical wetland (French system) using only two filters, with 24 batches per day for 7 days of operation, followed by 7 days of rest, the effluent conditions can be considered good for DO and redox potential. Mean values of 4.5 and 3.6 mg.L⁻¹ for DO and 345 and 262 for ORP were obtained in half of the feeding days (3.5 days) and in the last day (seventh) of feeding process. However, TSS values showed an increase from the 3rd to the 7th day of feeding (54 and 198 mg.L⁻¹). TSS concentrations and redox potential were significantly different between the two days, while effluent DO concentrations were not.

The accumulation of solids in the upper part of the filter resulting from the seven days of feeding and seven years of operation are an important aspect. This could favor the performance of the system, improving the quality of the final effluent, but up to a certain extent. Apparently, with the increase in feeding days, the problem seems not to be the lack of oxygenation nor the percolation time (since this time will increase with the increase in the solids layer in the top during the feeding cycle, allowing a greater contact between the liquid and the biomass). Release of solids and biofilm from the filter to the treated effluent affected directly TSS removal, and there are indications that the limitation of the treatment system seems to be more with the physical processes than with the biochemical ones.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank the Brazilian agencies and institutions CAPES, CNPq, FAPEMIG, FUNASA and COPASA for their early support to the research. More recently, this research was part of an international programme financed by the Bill & Melinda Gates Foundation for the project 'Stimulating local innovation on sanitation for the urban poor in Sub-Saharan Africa and South-East Asia', under the coordination of Unesco-IHE, Institute for Water Education, Delft, the Netherlands.

REFERENCES

- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O. and von Sperling, M. 2017. *Treatment wetlands*. Volume 7. Biological Wastewater Treatment series. 154 p.
- Kania, M., Gautier, M., Michel, P. and Gourdon, R. 2018. Study of aggregation in surface sludge deposits from 14 full scale French constructed wetlands using particle size distribution and dynamic vapor sorption analyses. *Water Science and Technology* 77 (1), 79-90. doi: 10.2166/wst.2017.523
- Langergraber, G., Harber, R., Laber, J. and Presslet, A. 2003. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* 48 (5), 25-34.
- Molle, P., Lienard, A., Boutin, C., Merlin, G., and 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.
- Morvannou, A., Forquet, N., Troesch, S and Molle, P. 2015. Treatment performances of French constructed wetlands: Results from a database collected over the last 30 years. *Water Sciences and Technology* 71 (9), 1333-1339.
- Torrens, A., Molle, P., Boutin, C. and Salgot, M. 2009. Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. *Water Research* 43, 1851-1858.

Nitrogen bacterial transformations dynamics in unsaturated and partially saturated vertical flow constructed wetland

Catiane Pelissari*, Mayara O. dos Santos*, Benny Z. Rousso* and Pablo H. Sezerino*

* Decentralized Sanitation Research Group – GESAD, Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, Brazil.
(E-mail: catianebti@gmail.com)

Abstract

Nitrifying and denitrifying bacteria dynamics on bed media of an unsaturated (VF) and partially saturated (SVF) vertical flow constructed wetlands were evaluated. Both wetlands had a surface area of 7.5 m², sand as bed media and were planted with *Thypha domingensis*. The VF and SVF wetland were operated under the same conditions (organic and hydraulic loading rate of 40 g COD m⁻² d⁻¹ and 60 mm d⁻¹, with cycles of feeding and rest of 3.5 days). Throughout the first year of operation, nitrifying (*amoA* gene) and denitrifying (*nirS*, *norB* and *nosZ* genes) bacteria were identified by qPCR essay. Nitrifying bacteria were more abundant in the top layer in the SVF wetland (mean of 10⁶ *amoA* copies g⁻¹) than in the VF wetland (mean of 10⁴ *amoA* copies g⁻¹). On the other hand, in the bottom layer this dynamic was inverted, being identified more *amoA* gene abundance in the VF wetland (mean of 10³ *amoA* copies g⁻¹) than in the SVF wetland (mean of 10² *amoA* copies g⁻¹). Denitrifying bacteria were clearly benefited by the bottom layer saturation, where it were identified one, three and two orders of magnitude for *nirS*, *norB* and *norZ*, respectively, higher than bottom layer of VF bottom layer. Bottom layer saturation was a good strategy to favor denitrifying populations and to maximize nitrogen removal in constructed wetlands systems applied to urban wastewater treatment.

Keywords

Urban wastewater, Nitrogen removal; Bottom layer saturation; Bacteria dynamics

INTRODUCTION

The employment of constructed wetland (CW) as a wastewater treatment solution has improved in the last decades. This ecotechnology has been used for the treatment of several wastewater types, under the most varied technological arrangements, operational conditions, both in the context of decentralized sanitation, industrialized and collective areas. However, limited total nitrogen (TN) removal still is one of the main challenges to maximize the adoption of CW, as well as to achieve standards of effluent discharges in sensible areas.

The TN removal is still limited in these systems mainly because it is performed through the nitrification associated with the denitrification. In this way, to achieve nitrification, aerobic environments are necessary, whereas to reach denitrification anoxic/anaerobic environments are required. In this way, operational strategies that generate aerobic, anoxic/anaerobic environments in the same unit are desired. For this, one solution is to promote a saturation of bottom layer in the classical vertical flow constructed wetland (VF) modality, resulting in a partially saturated vertical flow constructed wetland (SVF). The bottom saturation is guaranteed through the elevation of the level controller, which results in aerobic regions in the first layers and anoxic/anaerobic in the bottom layer. This favors the TN removal without the addition of extra energy (Pelissari et al., 2017).

The different operational conditions in CW, which result in different nitrogen transformations, mainly occur due to the microbial community that, ultimately, is the responsible for the biological process. The interrelationships between oxidant ammonia populations and denitrifiers occurring within the biofilm or in planktonic cells are highly complex, and little is known about key microbial agents acting at the different stages of nitrogen transformation and their relationships with the medium. In this way, the aim of this study was to evaluate the bacterial dynamics involved with the nitrogen cycle present in the bed media of a VF and SVF wetland applied to urban wastewater treatment, working under the same operational conditions.

METODOLOGY

Wastewater treatment plant

The wastewater treatment plant is located in Florianópolis city, placed Southern Brazil (27°35'48" latitude; 48°32'57" longitude) on a region of subtropical climate and was implanted in June of 2015. The plant was employed for urban wastewater treatment and comprises a technological arrangement consisting of a septic tank (primary treatment) followed by a VF and SVF wetlands, which were operated in parallel (Fig. 1). Both wetlands had a surface area of 7.5 m² each. Bed media was composed by sand ($d_{10} = 0.21$ and $U = 5.10$) and they were planted with the *Thypha domingensis* macrophyte. The VF wetland had a 0.70 m of depth, which was unsaturated, while the SVF wetland had a total depth of 0.75 m, being the last 0.40 m saturated (53% of the total depth). During the period of this study (from June 2015 to July 2016) both wetlands were operated under mean organic load rate of 40 g COD m⁻² d⁻¹, hydraulic load rate of 60 mm d⁻¹ (3 to 4 pulses per day), with cycles of rest and feeding of 3.5 days in the week.



Figure 1. Diagram of the treatment plant. (A) Main unit of treatment; (B) Vertical flow CW; (C) Partially saturated vertical flow CW.

Bacterial community assessment and sampling

To elucidate the bacterial community dynamics involved in nitrogen transformation in the VF and SVF, a DNA assessment of functional genes (qPCR of *amoA*, *nirS*, *norB* and *nosZ*, as well as, 16S rRNA for eubacteria) was performed in order to quantify microbial populations during nitrification and denitrification processes. From June 2015 to July 2016, bed media sample collection, from both VF and SVF wetland, were performed every two months, totaling 7 collections throughout the study period. Bed media samples were collected from the top (0–15 cm depth) and bottom (55–70 cm depth) in two points of the superficial area of each wetland.

DNA extraction from 0.20 g of bed media were performed in triplicate from each sampling by using the protocol of PowerMicrobiome™ DNA Isolation kit (MOBIOLaboratories, Inc., Carlsbad, CA). Quantitative analysis of eubacterial population was conducted on the V3 hypervariable region of 16S rRNA (Prenafeta-Boldú et al., 2012). Ammonia oxidizing bacteria (AOB) were quantified by means of ammonia monooxygenase α -subunit encoding genes (*amoA*) as previously reported by Rothauwe et al. (1997). The denitrifying population was quantified by *nirS*, *norB* and *nosZ* (clade I), the encoding gene of catalytic subunit of nitrite reductase, nitric oxide reductase and nitrous oxide reductase, respectively, following recommendations of Geets et al. (2007).

RESULTS

Wastewater treatment performance

In general, both wetlands presented good performance for all parameters. The mean SST removal efficiency was very similar for both units (93 ± 11 and 95 ± 10 % for VF and SVF wetland, respectively). The same behavior was identified for the COD, where the mean removal was 85 ± 8 and 90 ± 7 % for VF and SVF wetland, respectively. Oppositely, for nitrogen transformation, were identified different performances. TN average removal was higher in SVF wetland (45 ± 13 %) than VF wetland (34 ± 12 %). Nonetheless, the $\text{NH}_4\text{-N}$ removal was similar for both wetlands (57 ± 16 and 59 ± 20 % for VF and SVF wetland, respectively). In this way, the nitrification occurred in the two units in similar magnitude. However, due to bottom layer saturation promoted in the SVF wetland, simultaneous nitrification and denitrification may have been favored, thus resulting in greater TN removal.

Quantification of nitrifying and denitrifying bacteria

Nitrification was identified as an active process in the both wetlands throughout the study (Fig. 2). AOB were more abundant in the top layer (mean of 10^5 and 10^6 *amoA* copies g^{-1} for VF and SVF wetland, respectively) than in the bottom layer (mean of 10^3 and 10^2 *amoA* copies g^{-1} for VF and SVF wetland, respectively). This behavior can be associated with more oxygen and ammonia availability in the top layer, resulting in more AOB abundance in this layer.

Regarding to denitrification (*nirS*, *norB* and *nosZ* genes), denitrifying bacteria were more abundance in the SVF than in the VF wetland (Fig. 2). The *nirS* gene was identified in similar abundance in the top layer of both wetland (mean of 10^2 copies g^{-1}). However, in bottom layer of SVF wetland, *nirS* gene increased significantly (mean of 10^4 copies g^{-1}), while in the VF wetland the same abundance was identified (mean of 10^2 *nirS* copies g^{-1}). The same behavior was identified for *norB* gene, where it was identified greater abundance in the SVF wetland in top (mean of 10^3 copies g^{-1}) and bottom (mean of 10^4 copies g^{-1}) layers than in the VF wetland (mean of 10^1 copies g^{-1} in both layers). In regards to the *nosZ* gene, which is responsible for last step of denitrification, the mean abundance of this gene was of 10^1 and 10^3 copies g^{-1} in top layer of VF and SVF wetland respectively. In the bottom layer, the mean abundance was higher in SVF wetland (10^4 *nosZ* copies g^{-1}) than in VF wetland (10^2 *nosZ* copies g^{-1}). In this way, based on abundance of denitrification genes, the saturation layer benefited the denitrifying populations, corroborating with the better TN removal in this unit.

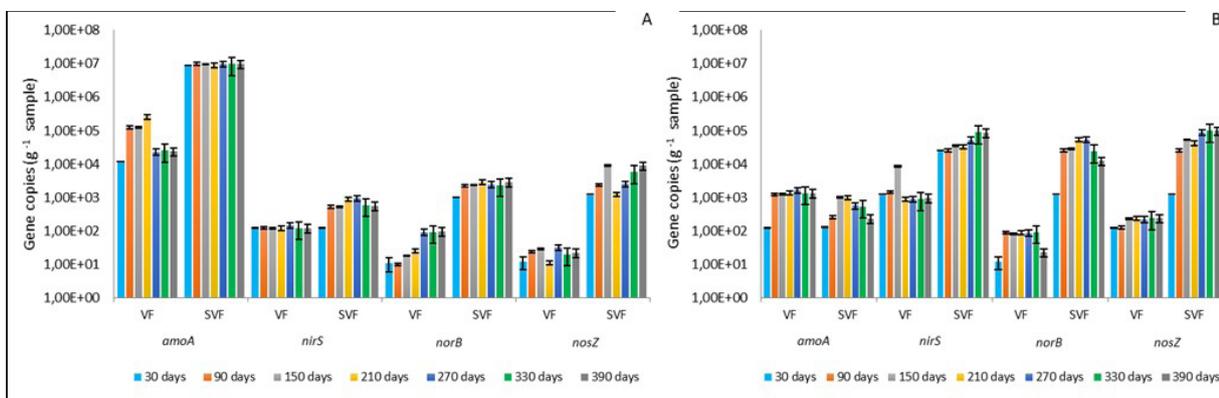


Figure 2. Average of gene copies identified in the vertical flow and partially saturated vertical CW during the first 390 days of operation. (A) top layer; (B) bottom layer.

CONCLUSIONS

Nitrifying bacteria (*amoA* gene) were more abundant in top than bottom layer of both wetlands, especially in the SVF wetland. Bottom layer saturation of SVF wetland promoted a decay of *amoA* genes copies abundance. Denitrifying bacteria abundance (*nirS*, *norB* and *nosZ* genes) was higher in SVF wetland than VF wetland, mainly in the bottom layer.

Based on the identification of nitrogen transforming bacteria as well as on the high nitrogen removal efficiency ($45 \pm 13\%$ removal of TN) of the SVF wetland, it has been shown that implementing a partial saturation of the VF wetland bed can enhance the elimination of nitrogen by enabling simultaneous nitrification and denitrification within the same CW.

ACKNOWLEDGMENT

The authors would like to thank the Brazilian National Health Foundation (FUNASA) for funding this research.

REFERENCES

- Geets, J.; Cooman, M.; Wittebolle, L.; Heylen, K.; Vanparys, B.; de Vos, P.; Verstraete, W.; Boon, N. 2007. Real-time PCR assay for the simultaneous quantification of nitrifying and denitrifying bacteria in activated sludge. *Applied Microbiology Biotechnology* 75, 11–221.
- Pelissari, C., Guivernau, M., Viñas, M., Silva, S.S., García, J., Sezerino, P.H. Ávila, C., 2017. Unraveling the active microbial populations involved in nitrogen utilization in a vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. *Science of the Total Environment* 584–585, 642–650.
- Prenafeta-Boldú, F.X., Guivernau, M., Gallastegui, G., Viñas, M., de Hoog, G.S., Elías, A., 2012. Fungal/bacterial interactions during the biodegradation of TEX hydrocarbons (toluene, ethylbenzene and p-xylene) in gas biofilters operated under xerophilic conditions. *FEMS Microbiology Ecology* 80, 722–734.
- Rotthauwe, J.H., Witzel, K.P., Liesack, W., 1997. The ammonia monooxygenase structural gene *amoA* as a functional marker: molecular fine-scale analysis of natural ammonia-oxidizing populations. *Applied Environmental Microbiology* 63, 4704–4712.

Tratamiento de aguas residuales domésticas a nivel familiar, con humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal, mediante la especie macrófita emergente *Cyperus Papyrus* (Papiro)

Milda Amparo Cruz Huaranga* y Reyna Magdalena Fiorela Núñez Burga*

* EP. Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Peruana Unión, Carretera Central km 19, Ñaña-Chosica, Lurigancho
(E-mail: mildacruz@upeu.edu.pe)

Resumen

El propósito de la investigación fue determinar la eficiencia de remoción de las aguas residuales domésticas mediante Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial Horizontal. La investigación consistió en tres etapas: el diseño del humedal, construcción del humedal y análisis de datos mediante la prueba T-Student para muestras relacionadas, utilizando el programa Statistica. Las dimensiones del humedal fueron obtenidas a partir del caudal de ingreso (0.03 m³/día) con la Demanda Biológica de Oxígeno (285.10 gr/m³), obteniéndose un largo de 1.20 m, un ancho de 0.60, una altura de 0.60 m y una pendiente del 1%. Los análisis de los resultados demostraron que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) de todos los parámetros físicos (Turbidez, pH, conductividad eléctrica, OD, SDT y temperatura), químicos (DBO, DQO, nitrógeno total y fósforo total) y microbiológicos (Coliformes totales y fecales) antes y después. Los cuales obtuvieron eficiencias del 96% de DBO y DQO, 78% de nitrógeno total, 88% fósforo total, 55% de conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales, 61% de oxígeno disuelto, 96% de turbidez, 68% de pH y 100% Coliformes totales y fecales. En conclusión, existe eficiencia de remoción de los parámetros físico-químicos y microbiológicos antes de pasar por el sistema de tratamiento mediante humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal, con los parámetros físico-químicos y microbiológicos después de pasar por el sistema de tratamiento, demostrando que dicha agua se encuentran dentro de lo establecido por el Decreto Supremo N° 002-2008-MINAM y la modificatoria el Decreto Supremo N° 05-2015-MINAM, indicando que el agua residual doméstica es apta para ser utilizada en el regadío de pastizales.

Palabras clave

Humedales Artificiales de flujo subsuperficial horizontal, agua residual doméstica, eficiencia de remoción, pastizales, decretos supremos.

INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales domésticas (ARD) son el producto final de las actividades diarias del ser humano, las cuales contienen gran cantidad de carga orgánica, está compuesta por: aguas negras procedentes de los inodoros que contienen gran cantidad de Coliformes fecales (Marsilli, 2005); y las aguas grises provenientes de los lavaplatos (grasas, aceites, sales y residuos orgánicos), lavadoras (detergentes) y duchas. Estas aguas presentan un alto contenido en DBO₅, DQO, nitrógeno, fósforo, azufre, metales pesados (plomo, mercurio y arsénico); y gran contenido de Coliformes totales (bacterias, virus y protozoarios) (Estrada, 2010).

A través del tiempo, se han experimentado diversas formas de tratar las aguas residuales domésticas mediante una serie de tratamientos; los cuales son: 1) tratamiento preliminar, sirven para aumentar la efectividad del proceso de depuración (Rojas, 2002); conformado por las cribas o cámara de rejas y desarenadores (Collazos, 2008). 2)

Asimismo, para el tratamiento de aguas residuales domésticas tenemos a los sistemas naturales, los cuales imitan los fenómenos que ocurren espontáneamente en la naturaleza (Luna & Castañeda, 2014); que se encargan de la eliminación de las sustancias contaminantes de las aguas residuales a través de mecanismos y procesos naturales los cuales no requieren de energía externa ni de aditivos químicos (García & Corzo, 2008). Los Humedales artificiales, son áreas que se encuentran inundados o saturados de agua con una profundidad menor a 60 cm, adicionalmente tiene unos 15 cm de borde libre para la acumulación del agua (Von Münch, 2009); los cuales están compuestos por un lecho filtrante (grava y arena), macrófitas emergentes, microorganismos y agua residual (Luna & Castañeda,

2014). Dichos humedales ofrecen servicios ecosistémicos tales como la regulación del ciclo hídrico, la retención de sedimentos, la estabilización microclimática, la regulación de ciclos de nutrientes, la productividad biológica, así como también la captura de gases de efecto invernadero (GEI) (Rivas & Paredes, 2014), y que reducen la contaminación en general de más de 20% que en los humedales naturales (Stearman, 2003). Asimismo, las plantas cumplen tres procesos de remoción: 1) Proceso físico, debido a que el agua residual se mueve muy lentamente a través del lecho filtrante, debido a que trabaja con flujo laminar y la resistencia proporcionada por las raíces de las plantas macrófitas emergentes.

Existen 2 tipos de humedales artificiales: los de flujo libre o superficial, consta de una capa de agua no muy profunda de unos 30 cm aunque puede llegar a 1 m, el agua siempre se mantiene por arriba del material de soporte continuamente y la aplicación del agua residual en forma continua (Padrón, 2005). Trabajan a condiciones aerobias al estar el agua directamente expuesta a la atmósfera (Sierra & López, 2013); y los humedales subsuperficiales son cargados de agua residual intermitentemente, el nivel del agua se mantienen totalmente por debajo del lecho filtrante esto evita los problemas con la proliferación de insectos (Cooper, 1993). Se caracterizan porque la circulación del agua tanto vertical como horizontal se realiza a través de un medio granular por gravedad, con una profundidad de agua de 0.6 m, y la zona radicular de las macrófitas emergentes; es por ello que no existe lámina de agua a la vista del observador (Pérez, 2013).

Los humedales artificiales subsuperficiales horizontales se caracterizan por funcionar con un flujo continuo, la cual favorecen las condiciones anaerobias (Sierra & López, 2013) (ver figura 3). El agua ingresa de forma permanente uniformemente, circula horizontalmente a través del medio granular, los rizomas y raíces de las plantas, donde la materia orgánica se descompone biológicamente, dándose el proceso de desnitrificación (Benefield & Randall, 1980), asimismo, el fósforo y los metales pesados son fijados en el lecho filtrante por microorganismos presentes (Tilley, 2008). Las ventajas de los HAFSH, es la prevención de mosquitos y olores (Kurup, 2007), la eliminación del riesgo de que el público entre en contacto con el agua residual parcialmente tratada y protección ante cambios térmico, debido a que el agua circula a un nivel subsuperficial (Orozco, 2010). En cambio, las desventajas son que requieren de espacios grandes para ser instalado y el proceso de remoción de los nutrientes nitrógeno y fósforo no son tan eficientes. Además, el descuido del sistema puede provocar la proliferación de insectos y afectar a la salud pública y a los habitantes presentes (Arce & Terreros, 2011).

Es por ello que en la comunidad Cruz Verde del distrito de Bambamarca, Provincia Hualgayoc Departamento Cajamarca, las aguas residuales domésticas no son tratadas adecuadamente principalmente en las comunidades, ya que son utilizados directamente en la agricultura, motivo por el cual se requiere utilizar el tratamiento de aguas residuales mediante humedales artificiales, ya que es un método eficiente, fácil y económico, accesible a presupuesto cómodos, y sobre todo porque no se puede implementar tratamientos convencionales.

El objetivo fue Evaluar la eficiencia de remoción de la carga orgánica (DBO5, DQO, nitrógeno, fósforo, Coliformes totales y fecales) de aguas residuales domésticas con Humedales Artificiales de flujo subsuperficial Horizontal, mediante la especie macrófita emergente *Cyperus Papyrus* (Papiro).

MATERIALES Y MÉTODOS

La construcción de los Humedales Artificiales se realizó en la comunidad “Cruz Verde”, que cuenta con una superficie de 451.38 Km². Se encuentra ubicado en el departamento de Cajamarca, distrito de Bambamarca, provincia Hualgayoc. Sus coordenadas geográficas UTM son 06°40'39" Sur, de 78°31'31" Oeste. Se sitúa al km 17 de la carretera a Cajamarca. El sistema se implementó a escala real y tuvo una prueba de tres meses para observar y comparar los resultados analizados en laboratorios acreditados para evidenciar el proceso de tratamiento, dicha implementación, abarco desde el muestreo

para realizar los análisis de laboratorio para el diseño del sistema, construcción, la adaptación de la especie, el monitoreo, operación y mantenimiento y el análisis final del efluente.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

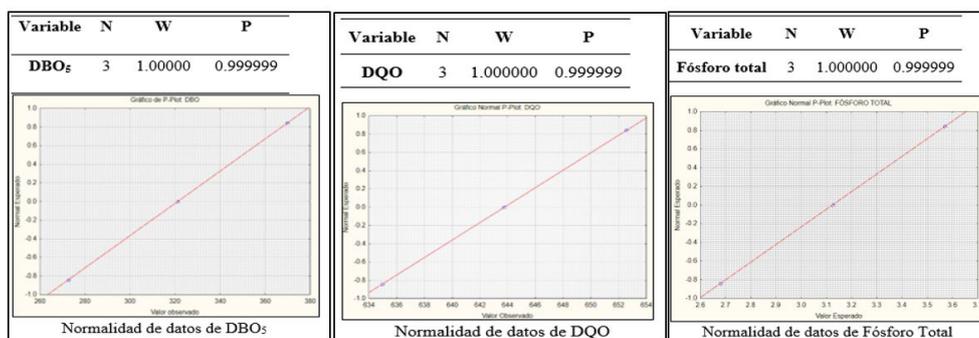
El sistema se implementó a escala real y tuvo una prueba de tres meses para observar y comparar los resultados como se muestra en la tabla 1

Tabla 1. Parámetros físico-químicos y microbiológicos antes y después del tratamiento mediante HA

Parámetros	Símbolo	Unidad	Pre – análisis	Post – análisis
Químicos				
Nitrógeno total	N	mg/L	27.96	6.27
Fósforo total	P	mg/L	4.06	0.49
Demanda Biológica de Oxígeno (DBO ₅)				
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	DBO	mg/L	285.1	12.38
	DQO	mg/L	683	30.45
Físicos				
Turbidez	T	°C	527	19.3
		Unidad de		
pH		pH	4.4	6.5
Conductividad	C	us/cm	820	370
Sólidos disueltos totales	SDT	mg/L	400	180
Temperatura	T	°C	27.5	28.2
Oxígeno Disuelto	OD	Mg	10.7	4.2
Microbiológicos				
Coliformes Totales		NMP/100 mL	79000000000	4000
Coliformes fecales		NMP/100 mL	79000000000	1000

Prueba de normalidad de datos

Para proporcionar información con altas bases de confiabilidad de la normalidad de datos se empleó la prueba de Shapiro-Wilk, ya que es utilizado para comprobar si los datos han sido extraídos de una población normal y de un muestreo aleatorio; en esta prueba los parámetros a trabajar son la media y la desviación típica; dicha prueba es aplicable para muestras pequeñas las cuales son menores de 30 individuos o muestreos ($n < 30$), se observa que el P-valor de Shapiro-Wilk es 0.999999 en la mayoría de parámetros, siendo mayor que el P-valor (0.05), indicando que sí existe una distribución normal de datos. Asimismo, en los gráficos de Normal P-Plot se observa que los puntos experimentales se encuentran cerca de la línea roja, lo cual indica que los datos siguen una distribución normal.



Debido a que todos los datos de los parámetros siguen una distribución normal, entonces se puede proceder a realizar un análisis de T-Student para muestras relacionadas para determinar si existe o no

una diferencia significativa en la remoción de cada parámetro.

Análisis de T-Student

Ho: No existe diferencia significativa entre todos los parámetros antes con todos los parámetros después.

Ha: Existe diferencia significativa entre todos los parámetros antes con todos los parámetros después. El valor de prueba ($p < 0.05$) indica que las diferencias de los promedios son significativas en todos los parámetros, debido a que sig que vendría ser el P calculado es menor a 0.05, resultado que permite rechazar la hipótesis nula, demostrando que todos los parámetros fueron removidos por el sistema de tratamiento mediante HAFSH, mostraremos uno de los parámetros que logro la remoción.

Prueba de T-Student de muestras relacionadas del parámetro DBO5

Variable DBO5	Diferencias relacionadas					t	gl.	Sig.
	Media	Desviación estándar	Error de la media	95% confianza				
				Inferior	Superior			
Antes- después	294.02	74.92	43.26	118.45	490.69	7.04	2	0.019

La prueba estadística de estudio, demuestra que existe suficiente evidencia para señalar que el promedio entre los resultados de la DBO5 antes de ingresar al sistema de tratamiento mediante humedales artificiales se distingue notablemente con el promedio alcanzado después de ingresar al sistema de tratamiento en un 294.02 mg/l; además, el valor de prueba ($p < 0.05$) indica que las diferencias de los promedios son significativas, debido a que sig que vendría ser el P calculado es menor (0.019) a 0.05, resultado que permite rechazar la hipótesis nula, demostrando que la DBO5 fue removido por el sistema de tratamiento mediante humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal, entonces La DBO5 antes fue removida con una gran eficiencia en el sistema de tratamiento de humedales artificiales, obteniendo un agua residual con dicho parámetro apta para regadío de vegetales de tallo alto (pastizales).

CONCLUSIÓN

El Humedal artificial de Flujo Subsuperficial Horizontal demostró una efectiva remoción en todos los parámetros analizados, alcanzando eficiencias de 96% de demanda biológica de oxígeno (DBO) y de demanda química de oxígeno (DQO); 78% de nitrógeno total; 88% de fósforo total; 96% de turbidez; 61% de oxígeno disuelto; 55% de conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales; 100% de Coliformes totales y fecales; asimismo, se obtuvo un pH neutro de 6.5, con una temperatura de 28.2 °C y un olor aceptable; obteniéndose un agua residual doméstica apta para ser utilizada en el regadío. Asimismo, los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal son sistemas de fácil operación y mantenimiento; se consume energía renovable (energía solar), no requiere de personal altamente capacitado, por lo tanto, los costos son bajos; aplicables a comunidades donde los recursos económicos son bajos.

AGRADECIMIENTOS

A la familia Nuñez Burga por permitir mejorar su calidad de vida mediante el tratamiento de sus aguas domesticas

REFERENCIAS

- Arce, J., & Terreros, N. (2011). *Optimización del sistema de alcantarillado y selección del sistema de tratamiento de aguas residuales más favorables para el recinto Buijo Histórico del Cantón de Samborondón*. Guayaquil, Ecuador.
- Benefield, L., & Randall, C. (1980). Biological process desing for wastewater treatment. (E. Cliffs, Ed.) 4(16).
- Celis, J., Junod, J., & Sandoval, M. (2005). Recientes aplicaiones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas. *Theoria*, 17-25.
- Chávez, J. (Abril de 2010). Scribd. Obtenido de <https://es.scribd.com/doc/52224060/Contactores-Biologicos-Rotativos-CBR>
- Collazos, J. (2008). *Tratamiento de Agua Residuales Domésticas e Industriales*. Colombia. Obtenido de http://sistemamid.com/panel/uploads/biblioteca/2013-09-07_10-54-35TRATAMIENTO_DE_AGUAS_RESIDUALES_DOMESTICAS_E_INDUSTRIALES.pdf
- Cooper, P. (1993). The use of reed bed systems to treat domestic sewage: The European design and operations guidelines for reed bed treatment systems. *Lewis Publishers*, 3, 203-217.
- Demirezen, D., & Akbulut, H. (2011). Effect of circulation on wastewater treatment by Lemna Gibba and Lemna minor (floating aquatic macrophytes). *International Journal of Phytoremediation*, 970-984.
- Espinoza, R. (2010). *Planta de Tratamiento de Aguas Residuales en San Juan de Miraflores*. Piura. Obtenido de [http://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/29571C95BEF797F705257DCC0053233E/\\$FILE/MAS_GAA_010.pdf](http://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/29571C95BEF797F705257DCC0053233E/$FILE/MAS_GAA_010.pdf)
- Estrada, I. (2010). Monografía sobre humedales artiicialesde flujo subsuperficial (HAFSS) para remoción de metales pesados en aguas residuales. Obtenido de <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/11059/1833/1/333918E82.pdf>
- García, J., & Corzo, A. (2008). *Depuración con Humedales Construidos. Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial*.
- González, J., Bécares, E., & Luis, E. (2001). Limnología de sistemas experimentales de lagunaje para el tratamiento de aguas residuales. Área de Ecología, Facultad de Biología. Universidad de León. 267-277. Obtenido de http://www.limnetica.com/Limnetica/Limne20/L20b267_Limnologia_lagunaje_tratamiento_aguas_residuales.pdf
- Kurup, R. (2007). An experimental researcho on application of subsurface flow constructed wetlands for meat processing Industry Effluent Treatment and Nutrient Removal, PhD Thesis.
- Luna, V., & Castañeda, S. (June de 2014). Sistema de humedales artificiales para el control de la eutroficación del lago del Bosque de San Juan de Aragón. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 17(1), 32-55. doi:10.1016/S1405-888X(14)70318-3
- Marsilli, A. (2005). *Tratamiento de aguas residuales*. Obtenido de <http://www.tierramor.org/Articulos/tratagua.htm#bioidig>
- Norma OS.090 . (Jueves 8 de junio de 2006). Planta de Tratamiento de Aguas Residuales. *El Peruano*, págs. 1-21. Obtenido de http://www.saludarequipa.gob.pe/desa/archivos/Normas_Legales/saneamiento/OS.090.pdf
- Orozco, M. (2010). Efectividad en la remoción de organismos patógenos de aguas residuales domésticas utilizando humedales artificiales con diferentes tipos de flujo. Obtenido de <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/11059/1687/1/628162O74.pdf>
- Padrón, L. (2005). *Depuración de aguas residuales domésticas a través dehumedales artificiales de flujo vertical en zonas trópico-húmedas. Tesis de maestría en Ciencias Ambientales. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco*. México.
- Rivas, A., & Paredes, D. (2014). Sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad de agua. *Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua(2)*, 189. Obtenido de https://www.imta.gob.mx/biblioteca/libros_html/sistemas-de-humedales/files/assets/common/downloads/publication.pdf
- Rojas, R. (2002). *Conferencia: Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, División de Salud y Ambiente, Organización Panamericana de la Salud, Organización Mundial de la Salud.
- Sierra, O., & López, G. (Enero de 2013). Tratamiento de Aguas Residuales mediante Humedales Artificiales. *Revista de Dibulgación. División Académica de Ciencias Biológicas*. , XIX(36).
- Stearman, G. (2003). Pesticide removal from container nursery runoff in constructed wetalnd cells. *Journal of Environmental Quality(32)*, 1548-1556.
- Tilley, E. (2008). Compendium of Sanitationation Systems and Technologies (pre print). Swiss Federal Institute of Aquatic Science andTechnology (Eawag), Dübén dorf, Switzerland. .
- Varila, J., & Díaz, F. (Julio - Diciembre de 2008). Tratamiento de aguas residuales mediante lodos activados a escala laboratorio. *Journal of Technology*, 7(2), 21-28. doi:1692-1399
- Von Münch, E. (2009). *Humedales Artificiales para el tratamiento de aguas grises y aguas residuales domésticas en países en desarrollo*. Alemania. Obtenido de <http://www.gtz.de/en/themen/umweltinfrastruktur/wasser/9397.htm>

Algunas experiencias en el tratamiento de aguas municipales con humedales construidos de flujo vertical

Amado E. Navarro*, Federico Beissó**, Jean Marc Bec*** y Thomas Jaumejoan****

* Universidad Tecnológica de Izúcar de Matamoros, Prolongación Reforma 168, Barrio de Santiago Mihuacán, Izúcar de Matamoros, Puebla, C.P. 74420, México.

(E-mail: navarro4899@gmail.com)

** Director, Association Partage de Connaissances, 123 Chemin de Teillet, 81310, Lisle sur Tarn, France

(E-mail: carlos@humedales-construidos-wetlands.fr)

*** Director SATESE 81, Lices Georges Pompidou, 81013 ALBI Cedex 9.

(E-mail: jean-marc.bec@tarn.fr)

**** Thomas Jaumejoan, Técnico SATESE 81, Lices Georges Pompidou, 81013 ALBI Cedex 9

(E-mail: thomas.jaumejoan@tarn.fr)

Resumen

En el presente trabajo se presenta el resultado del análisis de la eficiencia del tratamiento mediante humedales construidos de flujo vertical de diferentes configuraciones, plantados con *Phragmites australis*, para el tratamiento de agua residual doméstica en el Departamento del Tarn en Francia. Asimismo, se evalúa el funcionamiento de estos sistemas, a nivel de mesocosmos, para el tratamiento terciario de una planta municipal en México, comparando dos especies de macrófitas, *Phragmites australis* y *Typha latifolia*. Los resultados obtenidos muestran que estos sistemas logran altas tasas de remoción de la materia orgánica y el nitrógeno, con un funcionamiento estable en el tiempo. Al comparar las dos macrófitas, se observaron resultados ligeramente mejores para la *Typha latifolia*.

Palabras Clave

Humedales construidos; flujo vertical; agua municipal; Francia; México.

INTRODUCCIÓN

Las principales características de los humedales de flujo vertical (HV), están bien descritas en la literatura (Vymazal, 2010, Stefanakis et al. 2014). Con mayor frecuencia estos sistemas son cargados intermitentemente con el agua a tratar, por lo que se suceden períodos de saturación e insaturación del medio con agua, estimulando la entrada de aire al sistema, lo que crea condiciones más óxicas que en los sistemas de flujo horizontal y estimula los procesos oxidativos. No obstante, pueden trabajar en modo continuo (eventualmente) o semicontinuo y con recirculación (Bisone et al. 2017, Kumar y Singh 2017, Weedon, 2017). Aunque se ha señalado que son más susceptibles a la colmatación que los de flujo horizontal, una elección adecuada del medio soporte contrarresta esto (García y Corzo 2008, Stefanakis y Tsihrantzis, 2012, Bruch, 2014). Considerando la diversidad climática en que han sido utilizados con éxito estos sistemas, incluyendo en clima tropical (Molle et al, 2015), en el presente trabajo se exponen experiencias de su uso en la región del Tarn en Francia y en Izúcar de Matamoros, Puebla, México, de utilidad en el contexto latinoamericano.

MATERIALES Y MÉTODOS

Humedales en el Tarn.

Se utilizaron los datos, recopilados por el SATESE 81 (Servicio de Asistencia Técnica a Responsables de Estaciones de Depuración del departamento del Tarn), correspondientes a 61 plantas de tratamiento con humedales plantados con carrizos, de 1, 2 etapas (2 HV en serie) o con recirculación, que atienden de 80 a 200, 220 a 850 o 1000 a 3000 HE (tabla 1). Las variables evaluadas fueron los porcentajes de remoción (con base en el flujo de entrada, kg d⁻¹), de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), nitrógeno total (N_{tot}) y fósforo total (P_{tot}), obtenidos entre 2009 y 2017 de acuerdo a los métodos establecidos en la legislación francesa. Estos HV constan por lo general de tres trenes de tratamiento, que trabajan 1 período por dos

de descanso (comúnmente el período es de 1 semana)

Tabla 1. Humedales evaluados en el estudio

Tipo	Tamaño, HE		
	80-200	220-850	1000-3000
1 etapa	28	13	3
2 etapas	3	7	2
Con recirculación	-	3	2

Humedales en Izúcar de Matamoros, México.

Se construyeron dos sistemas de 1 m² de superficie y se empaquetaron ambos tanques con grava de diferentes diámetros (d, cm; h – espesor de la capa): 8 -10, 10; 2 – 4, 15; 0.5 – 2, 10; 0.2 -0.8, 15 y arena gruesa (d<0.2 cm), como capa más externa. Un sistema fue plantado con *Phragmites australis* (Phr, carrizo) y el otro con *Typha latifolia* (Ty, espadaña o tule), macrófitas colectadas en la región. Los sistemas fueron adaptados durante 3 meses utilizando el agua efluente del segundo sedimentador de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Izúcar de Matamoros (PTAR-IM). Posteriormente se comenzó la operación diaria de los sistemas con 4 pulsos de 50 litros cada 2 horas y 16 horas de descanso para cada sistema. Después de 3 meses de trabajo se realizaron 5 muestreos semanales, analizándose pH, conductividad, turbiedad, potencial redox (Predox), oxígeno disuelto (Od) y DBO en el influente y el efluente de cada mesocosmos.

RESULTADOS Y SU DISCUSIÓN

Humedales en el Tarn.

En la figura 1 se muestran los valores medios de los porcentajes de remoción obtenidos en los sistemas del Tarn. Como se puede observar, los sistemas de dos etapas presentan los mejores resultados, excepto para la remoción del P_{tot} en poblaciones pequeñas o grandes. El análisis de varianza de Kruskal-Wallis confirmó lo observado, mostrando diferencias significativas entre los sistemas de dos etapas y los otros dos tipos de sistemas, para la DBO, DQO, SST y N_{tot} pero no para el P_{tot}. El análisis de los índices físico-químicos en el influente de los sistemas, mostró una gran estabilidad durante los años evaluados. Esto se debe, de acuerdo a las autoridades encargadas de los sistemas a la disciplina de la población con respecto a lo que arrojan a sus aguas residuales domésticas, fruto a su vez de las campañas de educación y de las medidas que se toman con los infractores.

Según estudios realizados en el SATESE 81 entre 2009 y 2011, considerando 19 instalaciones, la supresión de una segunda etapa conlleva un ahorro económico que se sitúa entre el 20 y el 30% de la inversión total. Por otra parte un estudio publicado en 2011 por el Observatorio del Agua del departamento Seine et Marne sobre los costos de inversión para humedales de dos etapas (22 instalaciones), concluye que el costo de inversión promedio para HV con capacidades comprendidas entre 500 y 1000 habitantes equivalente es de 624 €/EH. En el caso de capacidades comprendidas entre 1000 y 2000 equivalentes habitantes, el costo de inversión disminuye a 542 €/EH. Los costos de explotación se sitúan alrededor de 9 euros/EH/año. Considerando un 25 % de economía, para 500-1000 HE y los valores de las cargas de entrada/salida para los sistemas de 1 (HV1) y 2 etapas (HV2), en g DBO d⁻¹ HE⁻¹ m⁻², 13.30/1.07 y 25.42/0.60 respectivamente, el costo de inversión por gramo de DBO removida por día, m² y HE para los HV1 y HV2 es de 59.6 y 51.7 € respectivamente. Aunque esto confiere cierta ventaja a los HV2, el hecho de que los HV1 requieren 1.5 m² HE⁻¹ y los HV2 2

$m^2 HE^{-1}$, puede ser el factor más importante para decidir por los HV1 en condiciones de limitación de terreno para la instalación de los HV.

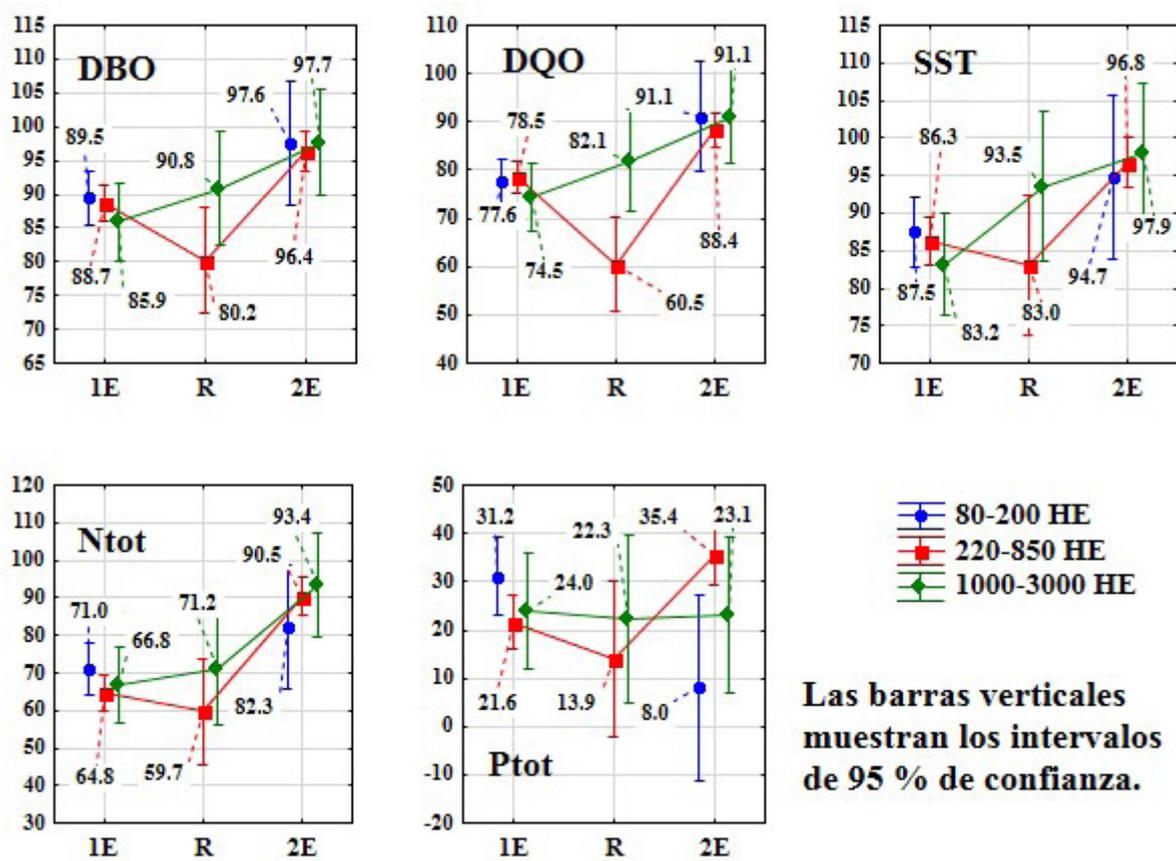


Figura 1. Valores medios de los Porcentajes de remoción en los sistemas de humedales en el Tarn.

Humedales en Izúcar de Matamoros, México.

En la figura 2 se muestran los resultados del análisis del agua influente y efluente de los mesocosmos ubicados en la PTAR-IM.

Entre los resultados obtenidos con Phr y Ty, sólo hay diferencias significativas en el Predox, lo que en definitiva se relaciona con condiciones ligeramente más óxicas en la celda con Ty. En lo concerniente a la remoción de la DBO se alcanzan valores medios de 76.4 y 83.0% para Phr y Ty respectivamente, sin diferencias significativas entre ellas ($p = 0.086$). Es de destacar, que al utilizar sistemas de dos etapas (datos que no se muestran), se alcanzan valores de la turbiedad inferiores a lo estipulado en la normatividad mexicana para agua de uso público urbano (10 UNT). La remoción de DBO ($g DBO d^{-1} HE^{-1} m^{-2}$) alcanza un valor de 8.33, comparable con lo obtenido para los HV1 en el Tarn (8.15)

Debe considerarse que el agua tratada en los mesocosmos, ya ha recibido un tratamiento secundario. Las aguas residuales de varias poblaciones, localizadas en una amplia zona de la Subcuenca del río Nexapa, en la que se encuentra la ciudad de Izúcar de Matamoros, presentan una variabilidad muy grande de la contaminación orgánica y del contenido de materia flotante y sólidos. Esto implica que con las características que presentan las aguas residuales en muchas regiones de México y Latinoamérica, resulta necesario incluir antes del humedal, además del desbaste grueso normal, un tratamiento como puede ser una fosa séptica, un digestor anaerobio, etc., para homogeneizar el afluente a tratar.

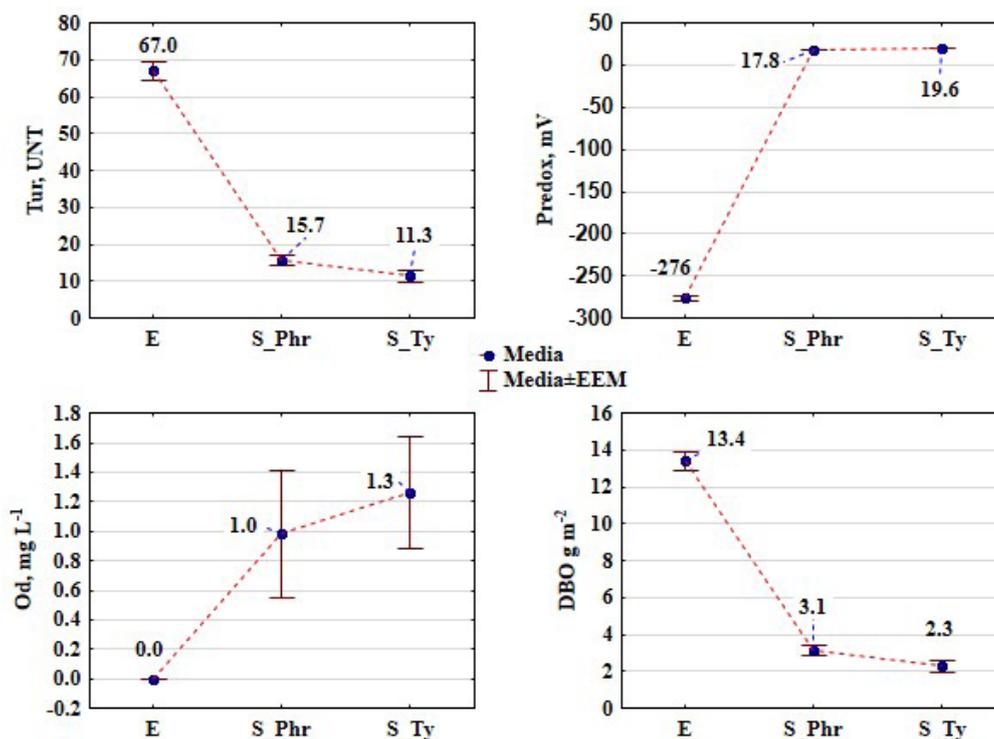


Figura 2. Cambios en algunos índices físico-químicos del agua efluente de la PTAR-IM al darle un pulido terciario con HV. Nota: EEM – error estándar de la media.

CONCLUSIONES

Los humedales verticales que se utilizan en el tratamiento de las aguas residuales de pequeñas comunidades en el Tarn, remueven la DBO, DQO, SST y Ntot con gran eficiencia. Aunque se obtienen mayores tasas de remoción con los HV2, este incremento en la eficiencia debe ser evaluado considerando el menor requerimiento de área para los HV1, así como los valores a alcanzar de los índices físico-químicos.

Los resultados de los experimentos a nivel de mesocosmos en Izúcar de Matamoros, México, muestran resultados similares en la remoción de la DBO, aunque su implementación sin pre-tratamiento no es recomendable.

REFERENCIAS

- Bisone, S., Gautier, M., Masson, M., and Forquet, N. 2017. Influence of loading rate and modes on infiltration of treated wastewater in soil-based constructed wetland. *Environ Technol.*, 38(2), 163-174.
- Bruch, I., Alewell, U., Hahn, A., Hasselbach, R., and Alewell, C. 2014. Influence of soil physical parameters on removal efficiency and hydraulic conductivity of vertical flow constructed wetlands. *Ecol Eng.* 68, 124-132.
- García, J., y Corzo, A., 2008. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial. <http://hdl.handle.net/2117/2474>.
- Kumar, M., and Singh, R. 2017. Performance evaluation of semi continuous vertical flow constructed wetlands (SC-VF-CWs) for municipal wastewater treatment. *Bioresour. Technol.* 232, 321-330.
- Molle, P., Latune, R.L., Riegel, C., Lacombe, G., Esser, D. and Mangeot, L., 2015. French vertical-flow constructed wetland design: adaptations for tropical climates. *Water Sci Technol.* 71(10), 1516-1523.
- Stefanakakis, A. I. y Tsihrintzis, V. A. 2012. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chem Eng J.*, 181, 416-430.
- Stefanakakis, A., Akratos, C.S. and Tsihrintzis, V.A. 2014. Vertical Flow Constructed Wetlands, Ecoengineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment, Elsevier, Boston, 392 pp.
- Vymazal, J. 2010. Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water*, 2(3), 530-549.
- Weedon, C. M., 2017. Tertiary sewage treatment by a full-scale compact vertical flow constructed wetland. *Environ Technol.*, 38(2), 140-153.

Groundwater Recharge Wetlands and Their Applications

Rafael Vázquez-Burney*

*CH2M, 4350 W. Cypress St. #600, Tampa, FL, 33607, USA
(E-mail: rvazque1@ch2m.com)

Abstract:

Groundwater recharge wetlands are surface flow wetlands that have no outlet and inflow is balanced with infiltration, precipitation, and evapotranspiration to maximize infiltration and gain the benefits of augmenting the groundwater of the region while protecting its water quality. In locations where groundwater use has limited water availability and where hydrogeologic conditions are adequate for infiltration, groundwater recharge wetlands can provide an effective way to return clean water to the aquifer. These systems are becoming popular in Florida, USA, as effective means for managing wastewater effluent while realizing immense benefits to the aquifers and the springs that depend on them. Groundwater recharge wetlands can be coupled with other wetland types as the terminal unit process for denitrification and effluent management. Because nitrate reduction within wetland subsoils is intensified due to the high organic content and anaerobic conditions of the wetland subsurface, size requirements are reduced when compared to surface flow wetlands. These wetlands should be considered as nutrient regulations become more stringent and groundwater protection more critical.

Key Words:

Groundwater recharge wetlands, infiltration wetlands, nitrate reduction,

INTRODUCTION

In Florida, USA, water utilities rely on groundwater, primarily from the Floridan Aquifer System (FAS), to provide potable water. As population grows water is becoming limited.

Over-pumping of the FAS has severe ecological consequences, including reduced flows in rivers, as well as low lake and wetland levels. Also, Florida has more than 900 springs fed by the FAS (FDEP, 2014). In recent years these springs have experienced reductions in flow, elevated nutrient levels (primarily nitrogen), and degradation of aquatic ecology (FSI, 2017).

This degradation in the water resources of Florida has lead water utilities to find beneficial uses for the produced wastewater effluent. Utilities are seeking ways to reduce their impact from their withdrawals of the FAS by reusing the reclaimed water produced at their wastewater treatment facilities. One approach that is becoming popular within water utilities in Florida is to use large-scale treatment wetlands that receive reclaimed water for groundwater recharge and nutrient reduction. These systems rely on infiltration to return water to its origin while protecting its quality. This presentation will cover the drivers for implementing wetlands for groundwater recharge, the approaches to sizing and design, ancillary benefits, two case studies in Florida (Pasco County 4G Wetlands and City of Ocala Wetland Groundwater Recharge Park), and performance data after one year of operation of a large-scale system.

METHODS

Constructed treatment wetlands are used for groundwater recharge by sizing them based on the capacity to infiltrate the water. Water quality performance is considered in concert with the infiltration rate. Planning requires a multidisciplinary approach to develop design criteria including hydrogeology to describe the capacity for water to infiltrate, wastewater treatment forecasting evaluations to quantify performance not only through the wetland surface but also as water infiltrates through the wetland subsoils, and ecological design to maximize the ecological value that can be realized from these large-scale wetlands.

Estimating Wetland Infiltration and Aquifer Recharge Rate

Detailed hydrogeologic investigations of the site is essential for proper sizing and design. Treatment wetlands designed for groundwater recharge have no outfall and are designed to achieve wetland hydroperiods with depths fluctuating seasonally from 10 cm to 60 cm of inundation by balancing rainfall, evapotranspiration, and infiltration, with inflow (Figure 1).

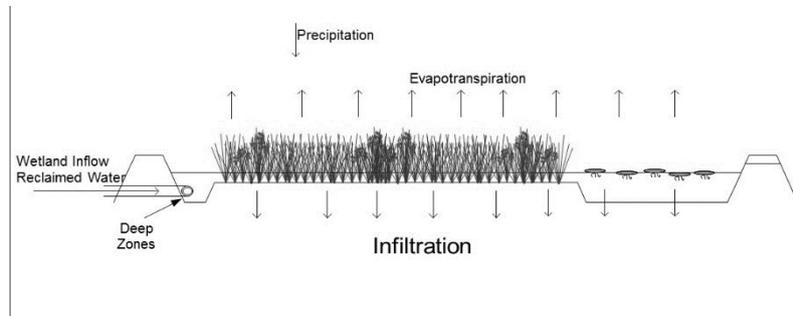


Fig. 1. Wetlands for groundwater recharge are designed based on detail water balance

While rainfall and evapotranspiration are well understood, wetland infiltration depends on soil transmissivity, depth and transmissivity of the aquifer confining unit, and seasonal groundwater levels. Site investigations that include soil borings, construction of pumping and monitoring wells to perform aquifer performance tests, and infiltration tests are conducted to estimate wetland infiltration. Typical wetland infiltration ranges between 0.5 and 12 cm/d.

Nitrogen Reduction in Wetlands Designed for Infiltration

Reclaimed water in Florida is typically categorized by having low levels of ammonia and moderate levels of nitrate (between 2 and 12 mg/L). However, water quality standards in surface water bodies range between 0.35 mg/L in Florida springs and 1.54 mg/L in streams and lakes. Treatment wetlands, particularly infiltration wetlands, are effective at reducing nitrate. Water infiltrating to groundwater must pass through the sediment interface of accumulated organic matter where conditions are anaerobic and therefore ideal for denitrification. At the loading rates applicable to groundwater recharge wetlands, these are expected to fully denitrify and achieve nitrogen concentrations near background before it reaches groundwater. Kinetic rate constants in the infiltration portion of these wetlands are approximately twice ($k_{20} = 50$ m/y) that expected in surface portion of the wetland ($k_{20} = 27$ m/y). Typical nitrate performance through treatment infiltration wetlands is presented in Figure 2.

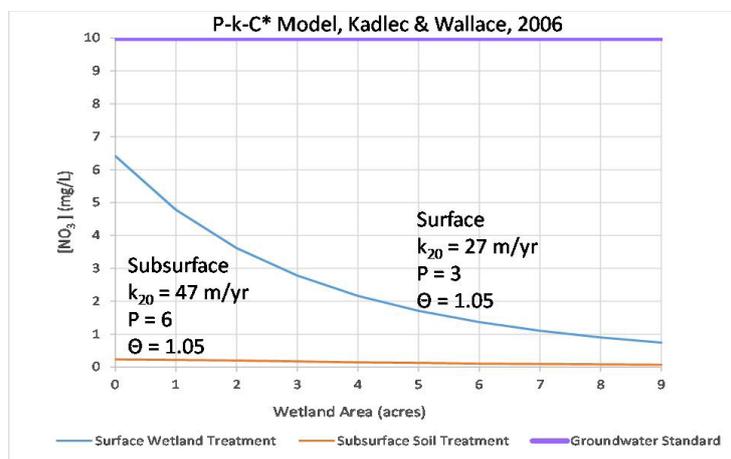


Fig. 2. Nitrate is reduced in wetlands as it infiltrates to levels near background

RESULTS AND DISCUSSION

Two major utilities in Florida are implementing large-scale treatment wetlands for groundwater recharge and water quality improvement, Pasco County and the City of Ocala.

Pasco County 4G Wetlands Offset Groundwater Drawdown from Regional Wellfields

Pasco County has been the home of regional FAS wellfields for the past 40 years and the impacts have severely affected the health of the lakes and wetlands of the region. Pasco County Utilities has constructed a 70-ha constructed wetland system sized to infiltrate 20,000 m³/d of reclaimed water within 2 kms of the wellfield.

Infiltration capacity at the site was determined during design to be 3 cm/d on average, where half goes to nearby lakes and wetlands, enhancing their hydroperiods, and the other goes to the FAS to augment water supply. After one year of operation, infiltration rates are measured to be near design levels. This presentation will present preliminary data associated with the infiltration rates measured after one year of operation.

The groundwater recharge wetland receives treated wastewater effluent from Pasco County's wastewater facilities. While this effluent is fully oxidized, it still contains moderate levels of nitrate (8 to 12 mg/L). At the loading rates applied, water quality measurements reveal that the system has begun to produce nitrogen levels near or at background levels and removes 142 kg TN per day on average (Figure 3). This presentation will present treatment performance data from the system after one year of operation.

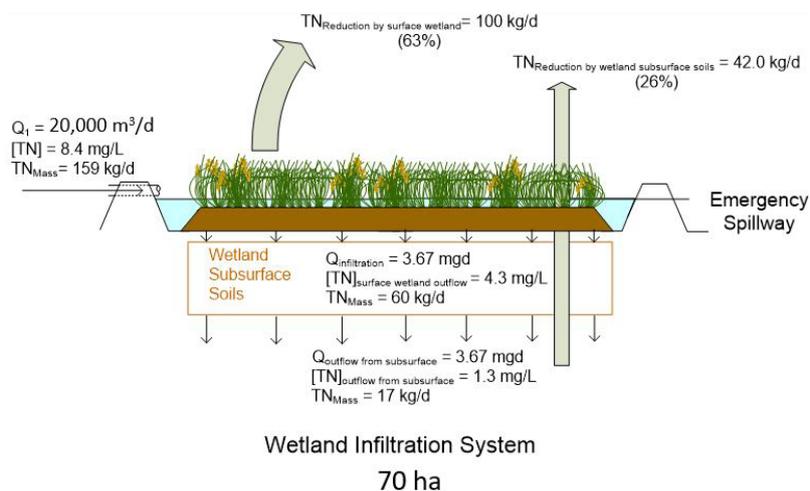


Fig. 3. Nitrogen reduction in groundwater recharge wetlands is intensified by subsurface treatment

Ecological engineering principles were applied to this wetland design to maximize the wildlife and ecological value. This wetland includes an ecologically diverse system with areas of shallow, transitional, and deep water coupled with a detailed planting plan that operates seasonally to achieve healthy wetland hydroperiods that mimic Florida's seasonal rainfall patterns. This presentation will showcase how ecological benefits can be realized with specialized design principles while achieving recharge and water quality goals.

City of Ocala Groundwater Recharge Wetland Park to Protect Silver Springs

Silver Springs, located in North Central Florida, is not only the subject of H.T. Odum's first complete analysis of a natural ecosystem, but has attracted visitors since the 19th Century. World famous for its

crystal-clear waters, it is the ecological and economic engine in the area. However, groundwater uses and changing land uses have reduced the spring's flow and increased nitrate concentrations leading to noxious algal blooms (Munch et al., 2006). Groundwater recharge wetlands provide a unique opportunity to address water supply and water quality while giving back to the community. While not yet required by regulation, the visionary City of Ocala, located within the springshed, is implementing a treatment wetland designed for groundwater recharge to offset their use of groundwater and nutrient loads to Silver Springs associated with municipal water and wastewater management.

The wetland design consists of a 15-ha treatment wetland for groundwater recharge to offset the City's use of the FAS while protecting spring water quality. Wastewater effluent from the City's wastewater treatment facilities will be applied to this wetland system for treatment and infiltration. This wastewater effluent is characterized as being fully nitrified and partially denitrified with a nitrate concentration of 3 mg/L. While low by many treatment standards, it contributes significant nitrate loads to Silver Springs which has a nitrate standard of 0.35 mg/L.

Based on hydrogeologic investigations on the chosen site, this groundwater recharge wetland system is expected to receive and infiltrate approximately 12,000 m³/d of reclaimed water (8 cm/d of infiltration) and all is expected to end up in the FAS to augment flow to Silver Springs. This presentation will present the groundwater investigations completed and how these can be used to assess and size groundwater recharge wetlands.

Based on water quality performance forecasts, this wetland will reduce nitrate loads to Silver Springs by 9,000 kg N/yr. It is expected that between surface treatment and wetland subsoil treatment, nitrate levels will reach near background concentrations opening opportunities for nutrient credit trading within the springshed.

Ecological engineering principles were applied to this wetland design to maximize the wildlife and ecological value. Furthermore, the City of Ocala is planning on making this wetland an eco-tourism facility that includes boardwalks, overlooks, wildlife viewing area, and a large educational center to showcase the water cycle and the importance of water quality.

CONCLUSIONS

Treatment wetlands for groundwater recharge have become a popular approach for water utilities to offset groundwater withdrawal and impact on sensitive aquatic ecosystems. This technology passively augments groundwater levels while protecting its water quality.

In locations where the hydrogeology supports infiltration, groundwater recharge wetlands can provide a system that augments the water resources of the region while protecting its water quality. Much work has been completed to support the full-scale implementation with a clear basis for design. At the loading rates that are expected of mature wetlands constructed in transmissive uplands, oxidized effluents can be fully denitrified providing a clean source of water to offset other uses.

These systems can easily be coupled with other wetland types upstream as the terminal unit process for denitrification and effluent management. Since the reduction of nitrate within the wetland subsoils is intensified due to the high organic content and anaerobic conditions of the wetland subsurface, size requirements are reduced when compared to passive treatment wetlands. These wetland types are worth consideration as nutrient regulations become more stringent and the protection of water resources more critical.

ACKNOWLEDGEMENTS

Pasco County Utilities, City of Ocala, Southwest Florida Water Management District

REFERENCES

- Florida Department of Environmental Protection (FDEP), 2014. Florida Springs. <http://www.dep.state.fl.us/springs/>
- Howard D. Odum Florida Springs Institute (FSI). 2017. <http://floridaspringsinstitute.org/>
- Munch, D., Toth, D. Huang, C., Davis, J., Fortich, C., Osburn, W., Philips, E., Allen, M., Knight, R., Clarke, R., and Knight, S. 2006. Fifty-year retrospective study of the ecology of Silver Springs, Florida.

Comparación de la eficiencia de dos macrófitas: *Chrysopogon zizanioides* y *Cyperus alternifolius*, en el tratamiento de aguas residuales domésticas, usando humedales artificiales de flujo vertical

Miguel Gómez*, Rosa Miglio*, Giovanna Sánchez*

*Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú
(E-mail: mgomez.ldn@gmail.com)

Resumen

Se comparó la eficiencia de dos tipos de macrófitas: *Chrysopogon zizanioides* (Vetiver) y *Cyperus alternifolius* (Paragüitas), sembradas en humedales artificiales de flujo vertical para el tratamiento de aguas residuales domésticas. El afluente proviene de una unidad de pretratamiento con celda francesa. Se lograron remociones de 99.4 y 99.0% de turbiedad, 98.6 y 96.4% de DBO5, 93 y 90% de DQO, 89.2 y 87.2% en SST y 4 y 5 unidades logarítmicas/100 ml de coliformes termotolerantes en humedales con paragüitas y vetiver respectivamente. Los resultados muestran que no hay diferencias significativas entre ambas especies vegetales; que la eficiencia de remoción permite la recomendar ampliamente la aplicación de esta tecnología para el tratamiento de aguas residuales, y que es necesario reducir la carga de microorganismos mediante desinfección para cumplir con los valores permisibles para riego de áreas verdes.

Palabras Clave

Planta; eficiencia; humedal; parámetros; tratamiento; remoción

INTRODUCCIÓN

Los sistemas semi-descentralizados, se plantean como sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas que permiten incrementar el porcentaje de tratamiento del agua residual en el país (Heredia, 2013). Una de las tecnologías aplicables a estos sistemas, es el uso de humedales artificiales verticales, los cuales, están constituidos por grava o arena gruesa, que ayuda a la filtración de sólidos y los microorganismos y plantas acuáticas, que cumplen la función de depuración y adsorción de nutrientes. Se pueden utilizar diferentes especies vegetales, entre ellas: *Chrysopogon zizanioides* (Vetiver) y *Cyperus alternifolius* (Paragüitas).

Van and Truong, (2008), menciona que el Vetiver es una planta con raíces profundas, alta producción de biomasa, alta eficiencia de fotosíntesis y se puede multiplicar por el macollaje. El vetiver joven puede usarse como alimento para peces y ganado.

Liao et al., (1995), menciona que el Paragüitas es una hierba perenne, que habita en zonas húmedas o pantanosas, crece rápido con un fuerte sistema de raíces. Su productividad es alta y puede formar un buen paisaje. El paragüitas se puede multiplicar fácilmente por semilla, división de planta o corte, y es ampliamente utilizado para jardinería y otros.

Ante las características de ambas especies, en este trabajo se buscó comparar la eficiencia de dos humedales de flujo vertical instalados en paralelo con cada una de las especies mencionadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sistema de humedales

Se instalaron dos humedales subsuperficiales de flujo vertical en paralelo con dimensiones 3m x 5m y profundidad de 0.9m, el pre-tratamiento consistió en una celda francesa de 4 canchales, alimentados por pulsos de 8 minutos de duración cada 8 horas; el caudal de tratamiento fue de 2.88 m³/día aproximadamente en cada celda. La carga orgánica aplicada fue de 14.79 g/m²/día y la carga hidráulica 163.8 mm/día. Se trasplantaron plantas de Vetiver y Paragüitas en cada humedal, con una distribución

de 4 macollos por m², y distancia de 1 metro entre plantas e hileras.

Calidad de agua

Se tomaron muestras a la entrada y salida de los humedales 1 vez por semana durante 2 meses; el afluente provino de un pretratamiento primario (*Celda Fancesa*). Los parámetros analizados fueron: turbiedad, demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), nitrógeno total (NT), nitrógeno amoniacal (NA), fósforo total (PT), coliformes fecales (CFC). Estos parámetros fueron medidos y analizados teniendo como base el “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*”.

Análisis estadístico

Se utilizó el análisis de varianzas (ANOVA) para la comparación de los resultados. Posteriormente se realizó la prueba de Tukey para comparar si existían diferencias significativas entre los dos humedales. Los cálculos se realizaron en el programa estadístico R.3.0.2.

RESULTADOS Y DISCUSION

Parámetros medidos en campo

En la Tabla 1 se presentan los resultados de los siguientes parámetros: temperatura, pH, conductividad eléctrica y el oxígeno disuelto.

Tabla 1. Valor promedio de los parámetros medidos en campo

Parámetros	Afluente	Efluente		Eficiencia de remoción	
		Paraguïtas	Vetiver	Paraguïtas (%)	Vetiver (%)
T (C°)	21.9	20.19	20.68	-	-
pH	7.35	6.84	6.84	-	-
CE (us/cm)	1742	2210.29	1913.75	-	-
Turbidez (NTU)	150.4	0.89	1.49	99	99
OD (mg/l)	0.68	1.83	1.38	-	-

Los resultados de las mediciones de campo muestran valores de temperatura y pH aceptables para el desarrollo de microorganismos y tolerables para el crecimiento de ambas plantas, la conductividad eléctrica se incrementa a su paso a través de ambos humedales, con mayor intensidad en la celda del paraguïtas, estos resultados ya han sido reportados por Hoffman (2011) y se deben a interacción de sustrato- planta. La turbiedad se reduce notoriamente en ambos humedales, con una eficiencia de reducción del 99%, sin existir diferencias estadísticas significativas entre las dos especies vegetales. El oxígeno se incrementa en ambos humedales, si bien no existen diferencias estadísticas significativas, hay mayor incremento en la celda con paraguïtas, probablemente debido a la mayor porosidad del medio por la menor densidad de raíces de esta planta versus el vetiver. (Liao et al, 2003). Adicional a los parámetros de campo se midió también el tiempo de retención cuyo resultado dio 50 y 90 minutos para el Paraguïtas y el Vetiver respectivamente.

Parámetros medidos en laboratorio

En la Tabla 2 se presentan los resultados de los siguientes parámetros: nitrógeno amoniacal (NH₄), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST) y coliformes termotolerantes (CTT).

Tabla 2. Valor promedio de los parámetros medidos en laboratorio

Parámetros	Afluente (mg/l)	Efluente		Eficiencia de remoción	
		Paraguitas (mg/l)	Vetiver (mg/l)	Paraguitas (%)	Vetiver (%)
NH ₄	23.39	0.42	1.46	98	93
PT	29.52	2.75	3.21	91	89
NT	97.25	50.38	42.0	48	56
DBO ₅	91.61	1.30	3.31	98	96
DQO	158.13	11.13	15.63	92	90
SST	25.53	2.76	3.68	88	85
CTT (UFC/100ml)	7.02E+06	2.89E+04	6.29E+05	99	91

Ambos humedales mostraron elevada eficiencia en la remoción de materia orgánica y sólidos suspendidos, con valores iguales o mayores que los que presentan otros sistemas de tratamiento convencional como lodos activados, lo que permite recomendar ampliamente su aplicación en sistemas de tratamiento descentralizados. Los nutrientes también son removidos con eficiencia, el nitrógeno amoniacal se reduce debido al proceso de nitrificación que ocurre en el lecho del humedal propiciado por una alimentación intermitente que permite oxigenar el medio (Wiesmann, 1994); el fosforo es removido debido a la asimilación por parte de las plantas y los microorganismos y la adsorción por el medio granular ya que la mayor parte de adsorción de fósforo sucede cuando se pone en marcha el humedal puesto que el sustrato limpio tiene mayor capacidad de adsorción, pero esta se va perdiendo rápidamente en el pasar del tiempo. (García y Corzo, 2008).

Los coliformes fecales si bien se reducen, no alcanzan aun el valor permisible para reuso del agua residual tratada en riego municipal; debido a que aún no existen Limites Máximos Permisibles para reuso en el país, la Autoridad Nacional del Agua aplica las Directrices de la Organización Mundial de la Salud (OMS) que señalan < de 1000 CTT (UFC/100 ml). Por lo que se debe instalar un sistema de desinfección al humedal cuando se quiera aplicar para reuso.

El análisis estadístico mostró que no existen diferencias significativas en los resultados de los parámetros analizados para ambas especies vegetales, sin embargo desde el punto de vista de operación y mantenimiento, hubo mayor producción de biomasa en el humedal sembrado con Paraguitas lo que generó una mayor necesidad de poda, limpieza del lecho y el Vetiver demostró ser más fácil de mantener, por su menor crecimiento horizontal, poca frondosidad, gran altura de planta, excelente enraizamiento, favoreciendo estas características a su adaptabilidad en el sustrato lo que permitió mantener el sistema de plantas rígidas en las horas con más incidencia solar.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos demuestran que los humedales artificiales verticales sembrados con macrófitas *Cyperus alternifolius* y *Chrysopogon zizanioides* son eficaces para la remoción de contaminantes fisicoquímicos y microbiológicos y pueden ser aplicados en sistemas de tratamiento descentralizados.

El reuso del efluente con fines de riego debe restringirse a especies arbóreas u otros cultivos con menor exigencia de calidad de agua, debiendo incorporarse un proceso de desinfección cuando el reuso se destine a riego de áreas verdes municipales o a cultivos de tallo corto.

No se encontraron diferencias estadísticas significativas entre ambas especies vegetales, pero la celda con Vetiver resultó ser más fácil de operar y mantener.

REFERENCIAS

- Heredia G. (2013). Tratamiento semi-descentralizado de aguas residuales como estrategia para ciudades en rápido crecimiento. Cochabamba, Bolivia.
- Hoffmann, H., Platzer, C., Winker, M, y Von Muench, E. 2011. Technology Review of Constructed Wetlands Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment pp25.
- García, J., & Corzo, A. (2008). Depuración con humedales construidos. Cataluña.
- García, Z. (2012). Comparación y evaluación de tres plantas acuáticas para determinar la eficiencia de remoción de nutrientes en el tratamiento de aguas residuales domésticas. Lima.
- Liao, XD. Wang, ZS. y Li, QQ. (1995). The application of effluent purification on constructed wetlands in pig farm. Transactions of the CSAE, 11(4): 96-100.
- Liao, XD., Luo, SM. y Wu, XB. (2003). Studies on the abilities of *Vetiveria zizanioides* and *Cyperus alternifolius* for pig farm wastewater treatment. Proceedings of the Third International Conference on Vetiver and Exhibition. Guangzhou, China.
- Orozco, M. (2010). Efectividad en la Remoción de Organismos Patógenos de Aguas Residuales Domésticas Utilizando Humedales Construidos con Diferente Tipos de Flujos. Pereira, Colombia: Tesis (Ing. Q.) Universidad Tecnológica de Pereira, Facultad de Tecnologías, Química Industrial. 63 p. Consultado 10 set. 2015.
- Van, T. y Truong, P. (2008). Results on unique contributors of Vetiver applicable for its use in disaster mitigation purposes in Vietnam. The First Indian National Vetiver Workshop, Cochin, India, 21-23 February 2008, s/p.
- Wiesmann, U. (1994). Biological nitrogen removal from wastewater. Advances in biochemical engineering/biotechnology. Berlin-Heidelberg: A. Fiechter.

TEMA 2

HUMEDALES PARA EL TRATAMIENTO DE
EFLUENTES INDUSTRIALES, LIXIVIADOS Y
EFLUENTES AGRÍCOLAS

Ensuring 100% efficacy of treatment with zero-liquid discharge

Chloé Frédette*, Jacques Brisson*, Yves Comeau**

* Department of Biological Sciences, University of Montreal, IRBV, 4101 Sherbrooke E., Montreal, H1X 2B2, Canada, NSERC/Hydro-Québec Industrial Research Chair in Phytotechnology
(E-mail: chloe.fredette@umontreal.ca, jacques.brisson@umontreal.ca)

** Department of Civil, Geologic and Mine Engineering, Polytechnique Montreal, 2900 Édouard-Montpetit, Montreal, H3T 1J4, Canada, NSERC/Hydro-Québec Industrial Research Chair in Phytotechnology
(E-mail: yves.comeau@polymtl.ca)

Abstract

Residual contamination is often a problem for wastewater treatment, particularly for mixt, recalcitrant or very toxic contaminants. Zero-liquid discharge (ZLD) of a treatment system would insure 100% efficacy at all time. Willow can be used to achieve the ZLD objective because of its high evapotranspiration (ET) capacity. In our study, we estimated crop coefficient of the clone *Salix miyabeana* (SX67) to be 4.5 times reference evapotranspiration, with mean ET rate calculated for a complete vegetation season of 13.9 to 19.0 mm/d. Our results show it is possible to predict ET of willows in a treatment wetland with few parameters including stomatal conductance (calculated according to meteorological data) and leaf area. This predictability of ET rate throughout the season allows modelling of a ZLD system including a willow wetland. We established a relation between the wetland area and the corresponding treatment capacity according to the global evapotranspiration capacity of the system. In the future, effect on contaminant accumulation, tree aging, soil type and fertilization on ET should be considered as well as other species tested for evapotranspirative applications.

Key-Words

Evapotranspiration; Willow bed; *Salix miyabeana*; Evapotranspirative wetland; Residual contamination

INTRODUCTION

When treating contaminated leachates with treatment wetlands (TWs), the presence of mixed pollution or contaminants under very strict regulation, like dioxins and furans, can make efficiency variability of TWs and residual contamination a serious issue (Levesque & al., 2017). The solution we propose is to design an evapotranspirative system which, combined with a suitable primary treatment, would ensure 100% efficiency. The objective is to attain a zero-liquid discharge with a willow bed (WB), using the very high evapotranspirative capacity commonly provide by willows (Gregersen & Brix, 2001). We evaluated the evapotranspiration capacity and general performance of *Salix miyabeana* in treatment conditions, to model the operation of a zero-liquid discharge system with a willow bed, and establish guidelines and recommendations for the application of this technology.

MATERIAL AND METHODS

Study site

The system under study is composed of an open tank receiving a leachate contaminated with wood preservatives, including arsenic, chromium, copper, and PCP compounds and their associated compounds (dioxins/furans), connected to a set of CWs. The pre-treated effluent from the CWs is conveyed to a sub-surface willow bed of 48 m² planted of 112 individuals of *S. miyabeana* (cultivar SX67), at rate of approximately 3 to 4 m³ per day.

Sampling and data analysis

Biological data like stomatal conductance (Gs) and leaf area index (LAI) were measured on the willows, while water flowrate and contamination (in water, substrate and plants) were monitored for both 2016 and 2017 operation seasons. A weather station was installed on site to collect meteorological data.

Linear regression and variance analysis were performed to associate us with pertinent meteorological factors.

Modelling a zero-liquid discharge system

Reference evaporation (E) and evapotranspiration (ET_0) values were estimated by evaporation pan and by Penman-Monteith equation respectively. Evapotranspiration rate of the willow bed (ET_w) was first estimated by water balance. Then we developed a mathematical equation based leaf parameters (G_s and LAI) to predict ET throughout the vegetation period with only easily available meteorological data as an input. Finally, a global model, including the ET model, was developed to simulate the annual operation of a zero-liquid discharge treatment system including a evapotranspirative willow bed.

RESULTS

Contamination and biological data sampling

Dioxins and furans have been detected in both substrate ($0.54 \text{ pg/g} \pm 0.49$) and plant tissue ($0.12 \text{ pg/g} \pm 0.11$) both years. A little amount of copper was found and soil ($15.2 \text{ mg/kg} \pm 12.1$) and tissue ($4.2 \text{ mg/kg} \pm 1.6$) in 2016, which increased in 2017 to $55.5 \text{ mg/kg} (\pm 27.2)$ and $24.2 \text{ mg/kg} (\pm 13.8)$ respectively. Chromium was found in soil only ($9.7 \text{ mg/kg} \pm 1.3$ in 2016 and $13.4 \text{ mg/kg} \pm 2.6$ in 2017) and practically not arsenic was detected. PCP was totally degraded in pre-treatment. Overall plants did not show any significant phytotoxic symptoms. Stomatal conductance was higher and more variable in 2016, with a mean value of $418 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1} (\pm 124)$ compared to $309 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1} (\pm 59)$ in 2017 (Figure 2). In both seasons, leaf cover established rapidly, attaining its highest value in July, of 10.4 m^2 of leaf per m^2 of soil in 2016 and 11.4 in 2017.

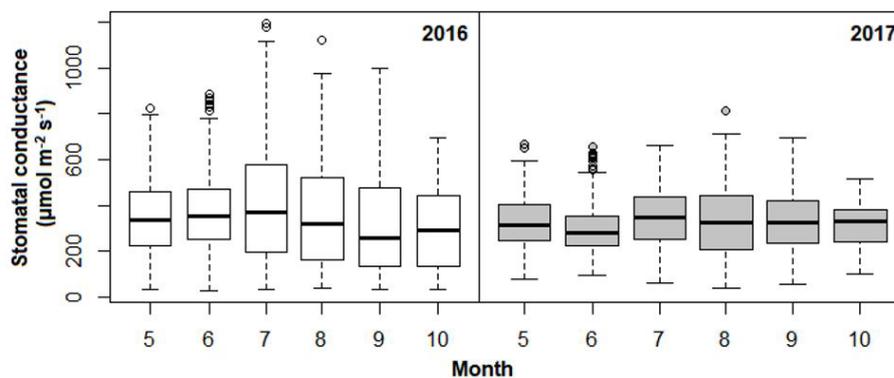


Figure 2. Range of stomatal conductance measured from May to October of 2016 and 2017 for *S. miyabeana* (SX67) grown in treatment wetland conditions.

Evapotranspiration calculations

Water balance calculated for the willow wetland gave abnormally high values, particularly in late season and in 2016 season. We calculated a mean ET rate of 26.8 mm/d and 17.4 mm/d for 2016 and 2017, for the period of May to December (Figure 3). For the same period, mean reference ET was 3.8 mm/d in 2016 and 3.7 mm/d in 2017 (Figure 3), for a global crop coefficient (K_{et}) for the willow wetland of 7.0 and 4.7 .

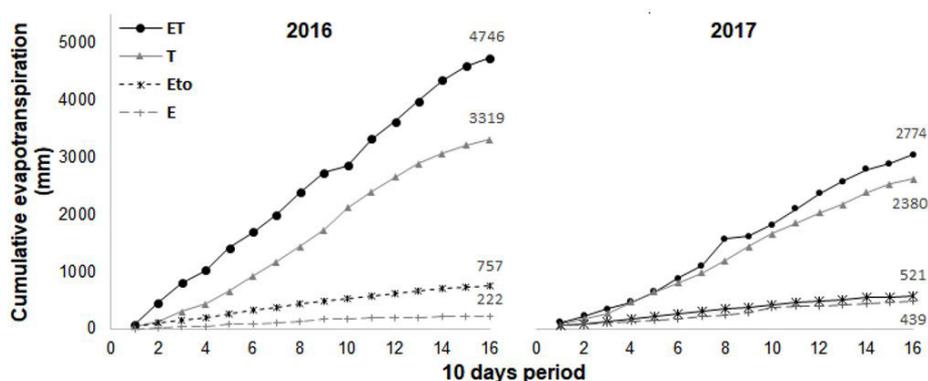


Figure 3. Cumulative ET calculated by water balance and modelled evapotranspiration (T) of a willow wetland, and the corresponding reference evapotranspiration (ET_0) and pan evaporation (E) measured on site.

Evapotranspiration and system operation modelling

Global stomatal conductance (G_s) was better explained by mean daily temperature, day of year, solar radiation and relative humidity. Calculating G_s according to those variables allowed us to successfully predict the willow bed ET based on the leaf parameter equation, results being close to water balance results, except for 2016 where water balance calculation were most probably over estimated as discussed previously. Based on this modelled, establish seasonal crop coefficient for *S. miyabeana* grown in treatment wetland conditions (Table 1).

Table 1. Calculated reference ET, modelled ET of the willow bed and the corresponding crop coefficient for *S. miyabeana*, for 2016 and 2017 season.

Month	2016			2017		
	ET_0 (mm/d)	ET (mm/d)	K_{et}	ET_0 (mm/d)	ET (mm/d)	K_{et}
May	5.2	7.3	1.4	4.0	7.6	1.9
June	5.5	19.1	3.5	3.9	13.8	3.5
July	5.4	26.6	5.0	3.8	16.6	4.3
August	5.0	31.2	6.3	3.5	19.7	5.6
September	3.9	20.6	5.3	2.6	15.8	6.0
October	1.8	9.5	5.2	1.4	10.1	7.0
Average	4.5	19.0	4.4	3.2	13.9	4.7

The global operation model followed the water flow of the study site (open storage tank → preliminary treatment by CW → willow bed → public sewage system) and used 2016 data to calibrate and verify the model. As a first scenario, we connected the willow bed to the open storage tank to operate the system in closed circuit. We found that the actual size of the willow bed (48 m²) was sufficient to operate with zero-liquid discharge over one operation season, but at the end of the season the open storage tank was completely full and would not be able to collect winter precipitations. Adding storage volume to empty the open storage tank before winter is necessary. Then, a greater willow bed area would increase treatment capacity (*i.e.* evapotranspiration capacity) of the system and allow to take care of this stored volume over the next season. We calculated the relation between the willow bed area and the evapotranspiration capacity of the system (Figure 4.)

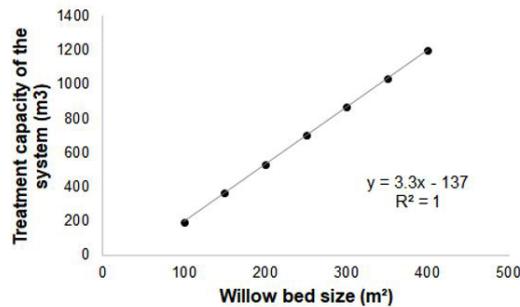


Figure 4. Linear relation between added global evapotranspiration capacity of a willow bed (or treatment capacity) and increased surface area (size), based on a zero-liquid objective and after the minimal wetland size needed to manage summer precipitation was determined.

DISCUSSION

Our study revealed high transpiration capacity of the willow clone *S. miyabeana*, generally 4.5 time the reference ET over the vegetation period. Transpiration can be predicted with relatively few parameters, and is mainly driven by stomatal conductance. Despite the meteorological impact on ET rate, lower evapotranspiration observed in 2017 can be due to aging of the willows or contamination accumulation and will have to be investigated. A previous sampling campaign in Denmark (not discussed here) suggests that stomatal activity is much higher for willow that have just been cut back, and slowly decreases with years. With acute knowledge of evapotranspiration capacity of the selected plant, modelling of a zero-liquid discharge becomes very accessible and allow to test various conception plans. In our case, the limiting factor was the available storage volume that was not sufficient. Our model points out that increasing the willow bed size is not sufficient to achieve zero-liquid discharge because of the highly seasonality of evapotranspiration, and that careful management of the water flow and storage throughout the year is crucial for the applicability of this technology.

CONCLUSIONS

We assessed the ET potential of SX67 willow clones in treatment condition. We successfully developed a predictive model for evapotranspiration that allow to model the global operation of a zero-liquid discharge (ZLD) facility. We also established a relation between the willow wetland area and the treatment capacity that will allow easy dimensioning of such facility in the future. Also, when designing a ZLD system, water flow and storage should be treated with special care. In the future, our work will add information of contamination, age, soil type and fertilization on evapotranspiration processes. ZLD systems using evapotranspiration capacity of wetlands are a promising new technology, and other plants should be tested to operate such systems in any parts of the world and with any type of waste water.

REFERENCES

- Lévesque, S., Demers, E., Brisson, J., Comeau, Y. (2017). Treatment of a mixed wood preservative leachate by a hybrid constructed wetland and a willow planted filter. *Water Science & Technology* 76(1), 164-171.
- Gregersen, P., Brix, H. (2001). Zero-discharge of nutrients and water in a willow dominated constructed wetland. *Water Science and Technology* 44(11-12), 407-412.

Humedal artificial subsuperficial flujo horizontal para tratar un efluente de un RAFA (Industria chocolatera)

Mercedes Lucero Chávez*, Mario Esparza Soto*, Monserrat Ortiz Ávila*, María del Carmen Jiménez Moleón*, Marivel Hernández Téllez*, Dauri García Pulido*

*Centro Interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México. Carretera Toluca-Atlacomulco km 14.5, Unidad San Cayetano, Toluca, México. C.P. 50200
(E-mail: mlucero@uaemex.mx)

Resumen

El objetivo de esta investigación fue tratar un efluente de un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) que procedía de la industria chocolatera, y además constatar si el efluente del humedal artificial de flujo horizontal (HA-SSFH) cumplía con las normas oficiales mexicanas vigentes para descarga con respecto a los parámetros estudiados. El HA-SSFH se diseñó y construyó para esta investigación (2.0X0.7X0.7 m), el medio poroso utilizado fue mixto (grava y vermiculita), la vegetación plantada fue *Chlorophytum comosum*. Los parámetros fisicoquímicos analizados en el influente y efluente fueron: pH, alcalinidad, conductividad eléctrica, turbidez, demanda química de oxígeno (DQO), nitratos, fósforo total. Los resultados mostraron que el HA-SSFH fue una opción factible y económica para la remoción de la materia orgánica residual promedio que fue de 87%. Las eficiencias de remoción promedio para nitratos fue de 73% mientras que para fósforo total fue de 51%.

Palabras Clave

Humedal artificial, medio poroso mixto, efluente RAFA

INTRODUCCIÓN

Las actividades antropogénicas han ido incrementando, al igual que la contaminación en el agua, lo que ha hecho necesario el tratamiento del agua residual generada, mediante procesos aerobios y anaerobios. Los procesos anaerobios son una opción viable al producir biogás que puede ser utilizado como fuente de energía. La principal limitación de los reactores anaerobios es que los efluentes requieren de un tratamiento posterior para cumplir con la normativa vigente de descarga (Sousa et al. 2001, Chernicharo 2006). Los humedales artificiales son una alternativa como postratamiento por su bajo costo de inversión, operación y mantenimiento. Los humedales artificiales utilizan plantas y un sustrato que las soporta. Las funciones de las plantas son: el consumo de nutrientes, la transferencia de oxígeno en el sustrato y el medio de soporte para la biopelícula en las raíces y rizomas (Lara 1999, Sousa et al. 2001, García y Corzo 2008).

Souza et al (2001) reportan el tratamiento de un efluente de un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) que trató agua residual doméstica con 4 humedales artificiales (10.0X1.0X0.6 m) utilizando arena como sustrato y *Juncus sp* como vegetación. La eficiencia de reducción de demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos suspendidos estuvieron en un rango de 79 – 85 % y 48 – 71 %, respectivamente. El fósforo fue reducido en promedio 90%, mientras que el amonio y el nitrógeno total Kjeldahl fueron parcialmente reducidos, 45 – 70 % y 47 – 70 %, respectivamente. El objetivo de esta investigación fue tratar un efluente de un RAFA que procedía de la industria chocolatera con un humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal (HA-SSFH), y confirmar si el efluente del HA-SSFH cumplía con las normas oficiales mexicanas vigentes para descarga con respecto a los parámetros estudiados. La vegetación utilizada en este estudio fue *Chlorophytum comosum*, llamada coloquialmente cinta o lazo, es una planta ornamental muy popular debido a su fácil plantación y rápido crecimiento, se ha utilizado en estudios donde se ha demostrado su capacidad para absorber gases tóxicos y nocivos (Wo et al. 2012, Kaur 2015, Zhao et al. 2014) y restaurar un suelo contaminado con cobre (Wang et al. 2011).

MATERIALES Y MÉTODOS

El HA-SSFH fue construido con fibra de vidrio (2.0X0.7X0.7 m) y se colocó con una pendiente de 1%. Los extremos del humedal tuvieron 30 cm grava de $\frac{3}{4}$ de pulgada, en la parte central se colocaron tres capas con diferentes alturas, la primera de 0.20 m con grava de $\frac{1}{2}$ pulgada, la segunda de 0.15 m de vermiculita y la tercera capa de 0.08 m grava de $\frac{1}{2}$ pulgada. La altura del agua estuvo a 0.40 m. Se utilizaron 10 plantas de *Chlorophytum comosum*. El HA-SSFH se colocó dentro de una carpa, principalmente para evitar la dilución por las precipitaciones en la región.

El tiempo de operación del HA-SSFH fue de 300 días. El número de muestras se indica entre paréntesis en cada uno de los parámetros medidos y analizados. El influente (efluente del RAFA (Esparza-Soto et al 2013) después de pasar por un sedimentador de lamelas) y el efluente del HA-SSFH se monitorearon mediante los parámetros de pH (117), temperatura (117), conductividad eléctrica (103), alcalinidad (22), turbidez (81), DQO (72), fósforo total (13) y nitratos (32) (APHA 2012).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El HA-SSFH se monitoreo durante 300 días, los primeros 60 días se consideraron la etapa de adaptación en el sistema, a partir del día 61 el porcentaje de eficiencia de reducción de DQO fue $\geq 60\%$, durante los días del 210 al 258 el agua residual que alimentó al RAFA provenía de fosas sépticas, a partir del día 259 al 300 se volvió a recibir agua residual de la industria chocolatera. En este apartado se discuten los resultados entre los días 61 y 258 que es cuando paso el periodo de adaptación y se deja de recibir efluente del RAFA de la industria chocolatera, cabe hacer mención que durante el periodo que el HA-SSFH depuró agua de la fosa séptica tuvo una eficiencia de remoción de DQO promedio de $62 \pm 18 \%$ y cuando volvió a tratar agua del efluente del RAFA la eficiencia promedio fue de $73 \pm 17 \%$.

El pH se mantuvo en un rango de 7.0 y 9.1. Este parámetro es importante debido a que una de las consecuencias de un bajo o alto pH es la inhibición en el crecimiento de las plantas, también puede afectar al proceso biológico llevado a cabo por los microorganismos.

La temperatura del influente y del efluente del HA-SSFH se mantuvo dentro de un rango de 11 – 20 °C (temperatura psicrófila), las variaciones en la temperatura se atribuyen a las condiciones atmosféricas del día y las estaciones del año. La temperatura juega un papel regulador en la activación y desactivación de diferentes procesos mediados por microorganismos en humedales construidos, como los procesos de nitrificación y desnitrificación (Truu et al. 2009).

La conductividad eléctrica no presentó disminución a través del paso de los humedales artificiales. (Influente de 1.5 ± 0.6 mS/cm y efluente de 1.5 ± 0.5 mS/cm). La conductividad eléctrica es una medida indirecta de la cantidad de iones en solución, principalmente iones cloruro, nitrato, sulfato, fosfatos, sodio, magnesio y calcio. Algunos de los iones presentes se encuentran en el influente del HA-SSFH debido a la adición de bicarbonato e hidróxido de sodio para el control del pH y la alcalinidad en el agua residual cruda (Esparza-Soto et al. 2013).

La alcalinidad en el influente (1056 ± 173 mg/L CaCO₃) y el efluente (988 ± 175 mg/L CaCO₃) del HA-SSFH presentó una pequeña disminución. Esta puede asociarse principalmente a interacciones entre los medios porosos y los iones de carbonato, bicarbonato e hidróxidos presentes en el agua. En la turbidez en el influente (155 ± 98 UNT) y el efluente (19 ± 11 UNT) del HA-SSFH, se aprecia una importante disminución de este parámetro, obteniendo un agua tratada clarificada.

La variación de la DQO en el influente (1112 ± 561 mg/L) y el efluente (140 ± 128 mg/L) del HA-SSFH se observó a lo largo del periodo de monitoreo, lo que posiblemente dio lugar a que la etapa de

estabilización se observara a los 60 días de operación, la etapa de estabilización varía de acuerdo a las condiciones del humedal artificial (García y Corzo 2008, Luna-Pabello y Aburto-Castañeda 2014, Zidan et al 2015).

A pesar de que no se logró mantener una concentración constante de la DQO en el influente, se alcanzaron remociones altas ($87 \pm 9 \%$) para este parámetro a partir del día 60 y se mantuvieron a pesar de que las concentraciones de DQO en el influente llegaron a aumentar considerablemente alcanzando valores de hasta de 2000 mg/L.

El fósforo total mostró eficiencias de remoción promedio de $51 \pm 21 \%$. Los principales mecanismos de remoción de fósforo en los humedales artificiales son: absorción en la biomasa vegetal y microbiológica, precipitación de compuestos insolubles y adsorción en el medio poroso (Calijuri et al. 2009).

La concentración de nitratos encontrada en el influente del HA-FHSS fue de 3.35 ± 3.50 mg/L N-NO_3^- , mientras que la concentración promedio en el efluente fue de 1.03 ± 1.29 mg/L N-NO_3^- , obteniendo un porcentaje de remoción para nitratos de $73 \pm 18 \%$ (Torres y Zurita 2017). La reducción de nitratos se puede alcanzar en los humedales artificiales mediante diversas rutas, la primera, es la asimilación de esta forma de nitrógeno por la vegetación y la segunda es la desnitrificación. Las condiciones predominantes en este tipo de humedales (presencia de materia orgánica en el agua residual y bajas concentraciones de oxígeno) favorecen la desnitrificación.

Los resultados obtenidos de los parámetros estudiados se compararon con dos normas oficiales mexicanas vigentes: 1) NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. 2) NOM-002-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

El pH cumplió con lo propuesto en las normas oficiales mexicanas (pH 5 - 10), la temperatura ambiental a la que se trabajó estuvo en un rango psicrófilico que es inferior a lo indicado en las normas (40°C). La conductividad eléctrica, la turbiedad y la alcalinidad son parámetros que no están contemplados en las normas oficiales mexicanas.

La DQO sólo se indica en la NOM-002-SEMARNAT-1996, donde cumplió con el límite máximo permitido para descarga en drenaje y alcantarillado. Los nitratos no están considerados en las normas oficiales mexicanas, aun cuando es un nutriente que puede causar problemas de eutrofización en los cuerpos de agua, mientras que el fósforo total cumple con los límites permisibles para descarga en bienes nacionales, drenaje y alcantarillado.

La vegetación *Chlorophytum comosum* demostró ser una especie capaz de resistir las condiciones adversas a las que fue sometida (agua residual industrial y medio poroso) durante el periodo de la experimentación. Las plantas se mantuvieron verdes y crecieron.

CONCLUSIONES

El HA-SSFH fue eficiente para la remoción de la materia orgánica remanente proveniente del RAFA y aunque no se logró mantener una concentración de DQO constante en el influente, éste fue capaz de soportar las variaciones. La eficiencia de remoción DQO promedio fue de 87% .

Los nitratos se redujeron de manera eficiente (74%). Lo anterior tiene una relación directa con los procesos de nitrificación/desnitrificación en el HA-SSFH utilizado. Los procesos y zonas anaerobias prevalecen y por consiguiente los procesos de desnitrificación. Además de que esta forma de nitrógeno

es la utilizada por la vegetación para su asimilación como nutriente.

El fósforo total obtuvo remociones bajas alrededor del 51 %. La remoción de este parámetro está relacionada con el medio poroso, ya que los mecanismos por los que principalmente puede ser removido es la adsorción en el medio y precipitación a través de su paso por los humedales.

La depuración del efluente del RAFA en el HA-FHSS fue exitosa, se obtuvo un agua tratada que cumple con los límites máximos permitidos para descarga en bienes nacionales, drenaje y alcantarillado para los parámetros estudiados.

La vegetación *Chlorophytum comosum* utilizada en el HA-SSFH resistió las condiciones de inmersión y el tipo de agua residual.

AGRADECIMIENTOS

Proyecto Humedales construidos utilizados como tratamiento secundario de un efluente de un RAFA (Industria chocolatera) clave 4436/2017SF.

REFERENCIAS

- APHA (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22a ed. American Public Health Association. Washington, EUA. 1325 pp.
- Calijuri M. L. Baston, R. K. X., Magalhaes, T. B. Cesca, B. Oliverira, E.H. 2009. Domestic wastewater treatment IN UASB-horizontal flow constructed wetlands system: organic matter, solids, nutrients and coliform removal. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*. 14(3)
- Chernicharo, C. 2006. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. *Environmental Science Biotechnology*. 5, 73-92.
- DOF 1997. NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes de las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
- DOF 1998a. NOM-002-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.
- Esparza-Soto, M., Arzate-Archundia O., Solis-Morelos, C. y Fall, C. 2013. Treatment of a chocolate industry wastewater in a pilot-scale low-temperature UASB reactor operated at short hydraulic and sludge retention time. *Water Science and Technology*. 67 (6), 1353-1361.
- García, J., Corzo, A. 2008. Depuración con humedales construidos. Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental de la Universidad Politécnica de Catalunya. España. 108 pp.
- Kaur, S. 2015. Volatile organic compounds prevalence and their removal in indoors of Mumbai City. 12th International Conference, International Phytotechnology Society. https://conferences.k-state.edu/phytotech2015/files/2015/09/80333-IPC-Abstract_Final-1hbwavr.pdf.
- Lara, B. J. A., (1999). Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales. Barcelona, 114 pp.
- Luna-Pabello, V. M., 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.
- Sousa J.T., van Haandel A.C., Guimares A.A.V. 2001. Posttreatment of anaerobic effluents in constructed wetland system. *Water Science and Technology*. 44(4): 213-219.
- Torres, B.A.X., Zurita, M.F., 2017. Evaluación de tres sistemas de humedales híbridos a escala piloto para la remoción de nitrógeno. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 33 (1), 37-47.
- Truu, M., Juhanson, J., Truu, J. 2009. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. *Science of The Total Environment*. 407 (13), 3958-3971.
- Wang, Y.B., Wang, N., Wu, D. 2011. Research on effect of copper on *Chlorophytum comosum* soil system. *Advanced Materials Research*. 255-260, 2727-2730.
- Wo, J. X., Luan, H.F., Wang, G.F. 2012. Research on the hydroponic induction technology of bracket plants roots. *J Anhui Agri Sci*, 40 (10).
- Zhao, X. G., Zhang, N., Shu, H., Liu, N. 2014. Study on the purification effect of *Chlorophytum comosum* on indoor Formaldehyde. *Applied Mechanics and Materials*. 675-677, 229-232.
- Zidan, A.R.A., El-Gamal, M M., Rashed, A. A.Eid, M.A.A.E. 2015. Wastewater treatment in horizontal subsurface flow constructed wetlands using different media (setup stage). *Water Science*. 29, 26-35.

Diseño, aplicación y evaluación de un humedal de flujo subsuperficial horizontal para el tratamiento de efluentes de un tambo robot.

María Celeste Schierano*, María Alejandra Maine*, Gabriela Sánchez*, María Cecilia Panigatti**, Miguel Taverna***, Karina García*** y Juan Pablo Martino***.

* 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, Santa Fe (3000), Argentina.
(E-mail: celeste_schierano@hotmail.com)

** GEM (Grupo de Estudios de Medio Ambiente). Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Rafaela, Acuña 45, Rafaela (2300), Argentina.

*** Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Rafaela, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Ruta 34-Km 227. Rafaela, Santa Fe.

Resumen

El primer tambo de ordeño voluntario o Tambo VMS (*Voluntary Milking System*) se encuentra operando en la ciudad de Rafaela, Argentina. Si bien el efluente que se genera en esta instalación es tratado a través de un tratamiento primario seguido de lagunas de estabilización en serie, se propone realizar un tratamiento terciario para mejorar la calidad del mismo utilizando un humedal con flujo subsuperficial horizontal (HSSH). Esto permitiría su reuso para el lavado de los pisos de la instalación. Se plantean como objetivos: (a) determinar el sustrato y la macrófita adecuados para ser usados en el HSSH; (b) Diseñar, dimensionar y evaluar la eficiencia de un HSSH a escala piloto para el tratamiento del efluente. Se realizaron experiencias con microcosmos simulando HSSH para determinar el sustrato y la macrófita adecuados. Para la determinación de la eficiencia, se midió la concentración de diversos parámetros fisicoquímicos en el efluente, al inicio y al final del tratamiento, luego de un tiempo de residencia de 7 días. Las mejores eficiencias se obtuvieron utilizando la macrófita *T.domingensis*, en combinación con los sustratos “Canto Rodado” y “Leca”. Luego se diseñó y construyó un HSSH de 2 m de ancho x 6 m de largo x 0,70 m de profundidad. Se utilizó la macrófita seleccionada y como sustrato canto rodado por una cuestión de costos. Se dejó estabilizar al sistema y se comenzó con los muestreos, analizando diversos parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. Se obtuvieron eficiencias de remoción satisfactorias para sólidos suspendidos (62-78%), NTK (44-74%), NH_4^+ (48-59%) y DQO (47-61%). Se logró disminuir en un orden de magnitud los valores de bacterias aerobias totales y bacterias coliformes totales. Se verificó la eficiencia de un HSSH plantado con *T. domingensis* y utilizando canto rodado como sustrato, para el tratamiento terciario de efluentes de tambo.

Palabras clave

Efluentes; tambo; sustratos; macrófitas

INTRODUCCIÓN

La producción de leche y derivados constituye uno de los sectores más relevantes dentro de la cadena agrícola-ganadera de Argentina. Desde el año 2015, el primer tambo de ordeño voluntario o Tambo VMS (*Voluntary Milking System*) se encuentra operando en el predio del INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria) de la ciudad de Rafaela, emplazada dentro de una de las cuencas lecheras más extensas del país. En este sistema, así como en los tambos de la zona, se presenta una doble problemática: el gran volumen de agua que se utiliza para la operación y limpieza de estos predios y consecuente generación de un importante volumen de efluentes que deben tratarse. Como respuesta a esta problemática, se plantea reutilizar el efluente tratado para la limpieza de pisos de corral y sala de ordeño.

El sistema VMS en estudio utiliza diariamente alrededor de 40 m³ de agua para el lavado por sistema *flushing* de los pisos del sistema. Este efluente es enviado a un sistema de tratamiento constituido por un tratamiento primario (tamiz estático) seguido de lagunas de estabilización en serie (laguna anaeróbica + laguna facultativa).

Si bien con el tratamiento realizado, es posible reutilizar el efluente para el lavado de los pisos de

la instalación, se pretende realizar un tratamiento adicional (terciario), de manera que se mejore la calidad del mismo, haciéndolo más seguro tanto para los animales como para el personal de trabajo, además de mejorar su aspecto visual. Se propone la utilización de un humedal con flujo subsuperficial horizontal (HSSH), ya que es un sistema adecuado para el tipo de efluente a tratar (Schierano et al., 2017) y se cuenta con una gran extensión de terreno disponible.

Para este estudio se plantean los siguientes objetivos:

- (1) Determinar el sustrato y la macrófita óptimos para el agua residual en estudio.
- (2) Diseñar, dimensionar y evaluar la eficiencia de un humedal subsuperficial de flujo horizontal a escala piloto para el tratamiento del efluente.

MATERIALES Y MÉTODOS.

Determinación del sustrato y la macrófita óptimos.

Se realizaron experiencias con microcosmos simulando HSSH para determinar el sustrato y la macrófita adecuados. Los mismos fueron dispuestos en un invernadero y sus dimensiones eran: 0,25 m de ancho, 0,60 m de largo, 0,40 m de profundidad.

En una primera etapa se evaluaron cuatro sustratos: grava, canto rodado, Leca 10/20 y zeolita utilizando la macrófita *Typha domingensis*. Se seleccionaron dos sustratos y en la segunda etapa, los mismos fueron evaluados en combinación con tres especies de macrófitas (*Typha domingensis*, *Phragmites australis* y *Canna indica*) para determinar la combinación “sustrato+macrófita” con mejor eficiencia.

Para la determinación de la eficiencia, se midió la concentración de diversos parámetros fisicoquímicos en el efluente: Sólidos suspendidos totales (SST), Nitrógeno total Kjeldahl (NTK), Amonio (NH_4^+), Fósforo total (PT), Demanda química de oxígeno (DQO); al inicio y al final del tratamiento en las réplicas ensayadas, luego de un tiempo de residencia de 7 días. Para todos los análisis se siguió la metodología propuesta por APHA (2012). El efluente utilizado para estas experiencias fue tomado a la salida de la laguna facultativa del tambo VMS.

Para ambas evaluaciones se utilizó ANOVA a fin de evaluar la influencia del factor “Sustrato” con 4 niveles, en la primera etapa, y el factor “Sustrato+Macrófita” con 8 niveles, en la segunda. Se utilizó el software *Statgraphics Plus 5.0*.

Diseño, dimensionamiento y evaluación de un HSSH a escala piloto.

Se diseñó y construyó un HSSH con las siguientes dimensiones: 2 m de ancho, 6 m de largo, 0,70 m de profundidad. Los taludes fueron construidos de acuerdo a las dimensiones de la Figura 1(a). Se impermeabilizó con una doble capa de Silo Bolsa de 250 micrones de espesor. Luego se llenó con el sustrato seleccionado hasta la altura de 0,6 m. Se plantaron tres ejemplares de la macrófita seleccionada por m^2 de superficie. (Figura 1(b)). Las mismas fueron regadas con agua subterránea por dos meses, previo al inicio del monitoreo del humedal, con el objeto de favorecer su adaptación al medio.

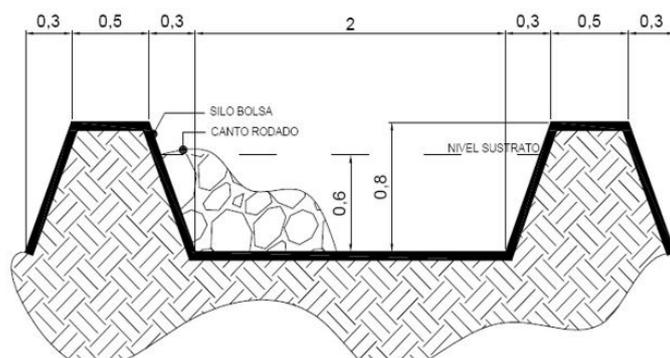


Figura 1. (a) Dimensiones de los taludes (metros). (b) Distribución de las macrófitas

RESULTADOS y DISCUSIÓN.

Determinación del sustrato y la macrófita óptimos.

En la Tabla 1 pueden observarse las eficiencias de remoción en los cuatro sustratos estudiados.

Tabla 1. Eficiencias de remoción. (Se informa Promedio y Desviación estándar)

	SST (% Remoción)	NTK (% Remoción)	NH ₄ ⁺ (% Remoción)	PT (% Remoción)	DQO (% Remoción)
Canto Rodado	55,8±7,1 ^a	80,9±3,7 ^a	94,8±4,2 ^a	94,0±2,3 ^a	79,0±4,3 ^a
Grava	39,5±3,7 ^b	67,5±10,9 ^b	82,8±5,0 ^b	86,8±1,4 ^b	71,0±3,6 ^b
Leca	49,4±7,1 ^a	81,0±3,1 ^a	95,8±4,7 ^a	94,6±1,2 ^a	80,9±4,8 ^a
Zeolita	56,3±9,2 ^a	67,8±7,9 ^b	83,8±3,3 ^b	89,4±2,3 ^b	67,3±1,4 ^b

Evaluando las eficiencias de remoción de los 4 sustratos utilizados, se pudo determinar que los tratamientos con canto rodado y Leca resultaron significativamente más eficientes que los demás sustratos, no presentando diferencias significativas entre ellos. De acuerdo a estos resultados, Leca y canto rodado fueron seleccionados para ser evaluados junto con tres especies de macrófitas.

En la Tabla 2 se detallan las combinaciones de “sustrato+macrófita” evaluadas, junto con las eficiencias obtenidas para cada tratamiento.

Tabla 2. Eficiencias de remoción. (Se informa Promedio y Desviación estándar)

	SST (%)	NTK (%)	NH ₄ ⁺ (%)	PT (%)	DQO (%)
<i>T.domingensis</i> + Canto rodado	70,9±5,2 ^a	79,3±3,4 ^a	97,7±1,2 ^a	96,4±3,4 ^a	82,3±3,8 ^a
<i>T.domingensis</i> + Leca	72,7±5,7 ^a	82,2±8,6 ^a	98,3±1,2 ^a	96,7±2,7 ^a	85,3±4,7 ^a
<i>P. australis</i> + Canto rodado	58,4±1,1 ^b	82,6±8,7 ^a	93,9±1,0 ^b	55,6±3,7 ^b	76,7±5,8 ^b
<i>P. australis</i> + Leca	61,2±6,4 ^b	76,3±2,5 ^b	96,5±5,8 ^a	92,0±3,5 ^a	77,0±5,6 ^b
<i>C. indica</i> + Canto rodado	68,3±1,9 ^b	62,9±9,9 ^b	66,4±6,6 ^b	30,9±2,4 ^c	75,3±5,1 ^b
<i>C. indica</i> + Leca	66,5±4,8 ^b	63,9±8,3 ^b	63,6±5,6 ^b	66,2±5,7 ^b	77,4±5,8 ^b
Canto Rodado	42,2±8,3 ^b	65,0±10,5 ^b	95,1±3,6 ^a	60,3±6,1 ^b	82,6±4,0 ^a
Leca	68,2±1,4 ^b	59,5±11,2 ^b	63,7±9,8 ^b	69,4±10,3 ^b	84,1±4,5 ^a

Las mejores eficiencias se obtuvieron utilizando la macrófita *T.domingensis*, en combinación con ambos sustratos estudiados. No se hallaron diferencias significativas entre los tratamientos “*T.domingensis* + Canto rodado” y “*T.domingensis* + Leca”, por lo que puede inferirse que ambos tratamientos podrían ser utilizados para el tratamiento del efluente estudiado. También puede observarse la influencia de los tratamientos con plantas en la eficiencia de remoción de contaminantes, ya que los tratamientos que sólo contenían el sustrato presentaron rendimientos significativamente inferiores en la mayoría de los parámetros a aquéllos tratamientos con plantas.

Evaluación de un HSSH a escala piloto.

En base a los resultados obtenidos en las experiencias con microcosmos, se decidió utilizar *T.domingensis* y por una cuestión de costos “Canto rodado”. Luego de la construcción del humedal y de la etapa de crecimiento y adaptación de las plantas, se llenó el mismo con el efluente proveniente de la laguna facultativa.

Se dejó estabilizar al sistema y se comenzó con los muestreos. Se analizaron diversos parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. En la Tabla 3 se presentan los valores de los dos primeros muestreos. Teniendo en cuenta los volúmenes y las concentraciones de entrada y salida al humedal se estimaron las eficiencias de remoción para cada uno de los parámetros analizados.

Tabla 3. Valores de entrada y salida y eficiencias de remoción.

	Muestra I 12/12/17	Muestra F 19/12/17	Remoción (%)	Muestra I 19/12/17	Muestra F 26/12/17	Remoción (%)
PT (mg/l)	30,4	22,2	34	29,3	18,5	46
NTK (mg/l)	301	196	44	239	98	74
NH ₄ ⁺ (mg/l)	188,7	117	48	160	85	59
SST (mg/l)	1090	550	62	1080	406	78
DQO (mg/l)	2149	1340	47	1970	1014	61
DBO (mg/l)	642	557	17	838	624	32
Contaminantes Microbiológicos						
Bacterias aerobias (UFC/100 ml)	2,29x10 ⁵	1,18x10 ⁴		5,5 x10 ⁵	4,4 x10 ⁴	
Bacterias coliformes totales (NMP/100 ml)	7,5x10 ⁵	1,2x10 ⁵		9,3 x10 ⁵	7,5 x10 ⁴	
Bacterias coliformes fecales (NMP/100 ml)	7,5 x10 ⁵	9x10 ⁴		9,3 x10 ⁵	2,6 x10 ⁴	

Muestra I=muestra inicial; Muestra F=muestra final

Las eficiencias de remoción logradas en estos dos primeros muestreos iniciales fueron satisfactorias, obteniéndose buenos rendimientos para sólidos suspendidos, NTK, NH₄⁺ y DQO. El alto valor de sólidos suspendidos es una de las causas de la turbiedad y el color característico de los efluentes de tambo, por lo que si el objetivo del tratamiento es el reuso del efluente para operaciones de limpieza, la mejora del color es fundamental. En cuanto a los contaminantes microbiológicos, las bacterias aerobias disminuyeron en un orden de magnitud, al igual que las bacterias coliformes totales.

Sería de esperar una mejora en las eficiencias con el tiempo, cuando el sistema obtenga madurez y estabilidad en su operación.

CONCLUSIONES

Los humedales subsuperficiales de flujo horizontal son eficientes para el tratamiento terciario de efluentes de un predio lechero. Utilizando un sistema HSSH plantado con *T. domingensis* y utilizando canto rodado como sustrato, podría lograrse una mejora en la calidad del efluente, haciendo posible su aprovechamiento para la limpieza de la instalación de ordeño. Se continuará evaluando y

monitoreando el humedal, con el objetivo de optimizar su funcionamiento y mejorar las eficiencias de remoción.

REFERENCIAS

- APHA. (2012) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc. New York.
- 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.

TEMA 3

BIODEGRADACIÓN DE NUTRIENTES, METALES, METALOIDES, CONTAMINANTES EMERGENTES Y COMPUESTOS RECALCITRANTES EN HUMEDALES

Humedales construidos utilizados para la remoción de arsénico del agua

Cynthia Corroto^{***}, Analia Ariel^{**}, Enrique Calderón^{**}, Alicia Fernández Cirelli^{**} y Alejo Pérez Carrera^{**}.

* Agua y Saneamientos Argentinos S.A. (AySA S.A.) y Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Veterinarias, Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA - UBA), Buenos Aires, Argentina.

** Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Veterinarias, Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA - UBA), Buenos Aires, Argentina.

Resumen

En Argentina, gran parte de la contaminación generada por el As se encuentra en el agua subterránea a partir de la cual una parte importante de la población se abastece. De hecho, se estima que el 10% de los habitantes consume agua con concentraciones de As por encima de lo que sugiere la OMS y recomienda el Código Alimentario Argentino (10 µg/L). Es por esta razón que en los últimos años se han buscado alternativas tecnológicas para dar solución a los problemas que producen las altas concentraciones de As en el agua de bebida. En algunos lugares de la provincia de Buenos Aires la ósmosis inversa representó una solución inmediata y eficaz al problema. Este proceso tiene un efluente secundario conocido como “rechazo” (o “concentrado”) donde todos los minerales presentes en el agua de alimentación al sistema se encuentran concentrados. En numerosas ocasiones estos efluentes tienen como destino final los cuerpos de agua superficial. Para disminuir el impacto de dicha descarga con niveles significativos de As se estudió el uso de humedales construidos. Se diseñaron y construyeron 3 prototipos, uno fue implantado con la especie *Cyperus haspan*, otro con *Juncus Effusus* y el tercero fue utilizado como control (solo con sustrato). A sabiendas de la afinidad del As por la laterita se decidió utilizarla como soporte junto a la grava inerte en el sustrato de los humedales. Esto fue beneficioso sobre todo en el periodo de estabilización y aclimatación ya que se observó la retención del As desde inicio de las experiencias. La experiencia con los humedales construidos alcanzó porcentajes de remoción del contaminante próximas al 80 %, con la especie *J. effusus* y sin considerar el tiempo de estabilización. El aporte de esta especie y de todo el sistema involucrado en el humedal construido fue evidentemente superior al implantado con *C. haspan* y al control.

Palabras claves

Arsénico, humedales construidos, ósmosis inversa.

INTRODUCCIÓN

El arsénico (As) es un elemento ampliamente distribuido en la corteza terrestre. En Argentina, en su gran mayoría se encuentra en el agua subterránea. Así mismo, y como consecuencia de la contaminación de los acuíferos y del alto porcentaje de población expuesta a elevadas concentraciones de As, se ha estudiado el funcionamiento de diferentes tecnologías de remoción del contaminante para dar solución a la problemática que causa. De hecho, en diversos lugares de la provincia de Buenos Aires se ha implementado con buenos resultados la ósmosis inversa. Esta posee un efluente secundario conocido como “rechazo” donde los minerales presentes en el agua de entrada al sistema se encuentran concentrados. El mismo representa entre un 15 y 25 % del caudal de alimentación, dependiendo del diseño del sistema y del arreglo de membranas.

En numerosas ocasiones el destino final de dicho efluente son los cuerpos de agua superficial. A pesar de que, en la zona estudiada, los valores de la concentración de As en la descarga estaban muy por debajo de lo establecido como límite máximo en la legislación local, se procuró disminuir la carga del contaminante en el cuerpo receptor utilizando tecnologías de bajo costo y ambientalmente aceptables como han sido definidos los humedales construidos (HC). De hecho, varios autores han considerado antes a los humedales como una opción viable para la remoción de As del agua (Olmos Márquez et al., 2012; Zurita et al., 2012; Valles Aragón et al., 2014).

La adsorción, la precipitación y co-precipitación son los principales procesos que suceden dentro de un humedal para la remoción del As, las bacterias también pueden intervenir en estos procesos y cumplir un papel importantísimo si las condiciones son las adecuadas (Lizama et al., 2011). Se ha señalado que los HC son grandes reservorios de metales disueltos, donde la

mayor parte queda retenido en la biomasa subterránea, otra buena proporción en el sustrato y, en menor grado, en la zona aérea de la planta (Yadav et al., 2012). Algunas de las especies vegetales que se informaron en la bibliografía para el abatimiento de As del agua en sistemas de HC son: *Scirpus acutus*, *Scirpus americanus*, *Typha latifolia*, *Lemna spp.*, *Phragmites australis*, *Juncus effusus*, *Heliconia spittacorum*, *Eleocharis macrostachya* y *Schoenoplectus americanus* (Kadlec y Wallace, 2009; Valles Aragón y Alarcón Herrera, 2014). La especiación del As cumple un rol fundamental en la remoción, al igual que la vegetación, el soporte, los microorganismos y las condiciones ambientales óptimas (Lizama et al., 2011). El objetivo de este trabajo fue el de evaluar la utilización de las especies *Cyperus haspan* y *Juncus effusus* para la remoción de As presente en el agua de rechazo subproducto del proceso de ósmosis inversa. Para ello se monitorearon los diferentes parámetros fisicoquímicos tales como, pH, potencial de óxido-reducción y temperatura, así como también la concentración de As durante el tiempo que se llevó a cabo el ensayo.

MATERIALES

El líquido tratado se obtuvo del efluente de una planta de ósmosis inversa situado en la provincia de Buenos Aires. En cada uno de los humedales se colocaron 220 kg de sustrato, una mezcla de grava inerte (diámetro promedio = 2 mm) y un 10% de laterita. Este se caracterizó a partir de la determinación de pH y la conductividad eléctrica según metodologías estandarizadas. Brevemente, se prepararon suspensiones a partir de 5 partes de agua por 1 de sólido que luego de mezcladas se dejaron durante 30 minutos. Posteriormente, se filtraron y en el sobrenadante se realizaron las determinaciones de pH y conductividad (HANNA, HI 255). La composición textural se realizó con el método Bouyoucos. Las especies vegetales que se utilizaron en los humedales fueron, *Cyperus haspan* (*C. haspan*) y *Juncus effusus* (*J. effusus*). Las mismas se obtuvieron en la localidad de La Matanza en la provincia de Buenos Aires. De acuerdo con los cálculos del funcionamiento hidráulico, los prototipos trataron diariamente un volumen de 36 L de agua de rechazo de la ósmosis inversa.

CONSTRUCCIÓN Y FUNCIONAMIENTO DE LOS HUMEDALES

Se pusieron en funcionamiento 3 prototipos de humedales construidos (HC), el prototipo A (PA) con *C. haspan*, el prototipo B (PB) con *J. effusus* y el prototipo C (PC) que fue utilizado como control, (solo con el sustrato). En cada caja acrílica se colocaron 15 plantines, con una densidad de 31,25 plantas/m². En todos los prototipos el nivel del líquido se ajustó y controló en 3 cm por debajo de la superficie del lecho. Los parámetros fisicoquímicos que se evaluaron a lo largo de la experiencia fueron: concentración de As, pH, conductividad, potencial de óxido reducción, temperatura y humedad del ambiente. Además, se controló el crecimiento de las plantas. La concentración inicial promedio de As fue 100 µg/L, en el tiempo de funcionamiento se tomaron muestras periódicas del líquido tanto a la entrada y salida del humedal como así también en puntos intermedios. Las mismas fueron filtradas con filtro jeringa (Nylon, 0,45 µm) para la eliminación del sólido remanente. El análisis de la concentración del contaminante se realizó por ICP-MS (Agilent, modelo 7500 CX con celda de colisión/reacción). Los HC funcionaron de forma continua durante 419 días a temperatura ambiente.

RESULTADOS Y DISCUSION

Propiedades fisicoquímicas del rechazo de la ósmosis inversa

El análisis fisicoquímico del efluente de la ósmosis inversa arrojó los siguientes valores promedio: pH=8,2, conductividad=1394 µS cm⁻¹, Cl⁻=32,7 mg L⁻¹, SO₄⁻²=31,6 mg L⁻¹, NO₃⁻= 76,3 mg L⁻¹, NO₂⁻=0,02 mg L⁻¹, F⁻=2,0 mg L⁻¹, alcalinidad=653 mg L⁻¹, Na⁺=292 mg L⁻¹, K⁺=14 mg L⁻¹, Fe (total) < 0,05 mg L⁻¹, Mg²⁺=17 mg L⁻¹, dureza total (CO₃Ca)=140 mg L⁻¹, NH₄⁺ < 0,05 mg L⁻¹, PO₄⁻³=1,44 mg L⁻¹, As=82 µg L⁻¹.

Caracterización del sustrato

En cuanto a la característica textural de la laterita se detectó que poseía 55 % de arcilla, 17,5% de limo y 27,5% de arena; de acuerdo con el método de Bouyoucos, se clasificó como arcilloso. El pH promedio resultó en 5,6 y la conductividad eléctrica en 38 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Por otra parte, la grava presentó las siguientes características fisicoquímicas: pH de 7,2 y conductividad eléctrica 21 $\mu\text{S}/\text{cm}$, siendo su clase textural arenosa con 1,25% de arcilla y 98,75% de arena.

Remoción de As

En la Figura 1 se muestra el perfil de la concentración de As tanto en la entrada como en la salida de cada uno de los HC durante el tiempo de funcionamiento. Se observa que durante el periodo considerado como de estabilización (90 días iniciales), la concentración de As a la salida de los humedales fue menor o igual a 10 $\mu\text{g}/\text{L}$ presentando remociones superiores al 90%. Este efecto fue favorecido posiblemente por la presencia de la laterita en el sustrato.

Luego de esta etapa, se puede observar que la concentración de As a la salida aumenta en cada uno de los HC, evidenciando que el sustrato comenzó a saturarse y, en el caso de los prototipos implantados con *C. haspan* y *J. effusus*, las plantas tomaron el protagonismo en el proceso de remoción. Si se presta atención a la tendencia de las curvas de PA y PC (control), puede observarse que a medida que pasa el tiempo los valores de la concentración de As a la salida se hacen parecidos a los de entrada. Sin embargo, el comportamiento de la concentración de As al egreso de PB se manifiesta con valores muy por debajo con respecto a los de la entrada, lo que indica que existió una remoción del contaminante.

Asimismo, en la Figura 2 se refleja el porcentaje de As removido en cada uno de los HC, donde se observa que pasado el tiempo de estabilización PB consiguió remociones del contaminante en cuestión por encima del 80 %, mientras que PA no superó el 40 %.

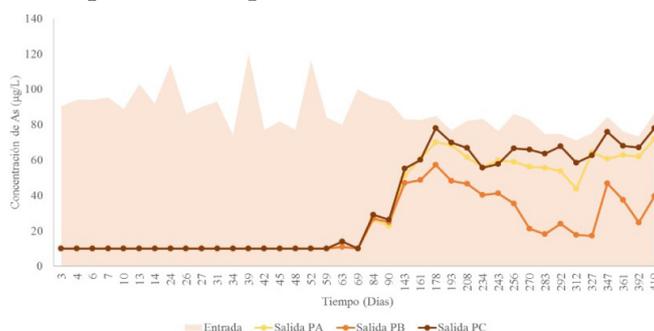


Figura 1. Perfil de la concentración de As a la entrada y a la salida de cada uno de los humedales construidos durante el periodo de funcionamiento

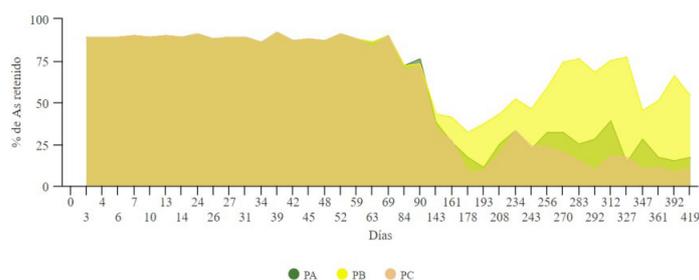


Figura 2. Porcentaje de remoción de As en los 3 humedales durante el periodo de funcionamiento

Crecimiento de las plantas

Durante el tiempo que duró la experiencia se estudió el crecimiento de las especies implantadas. Se observó que la especie *C. haspan* no tuvo una expansión significativa en el humedal ya que, mientras algunas partes de la planta se secaban y caían, otras crecían. El crecimiento más importante sucedió a los 12 meses y al medir la parte aérea de algunas de las plantas elegidas al azar, se comprobó que la misma no incrementó su tamaño después de alcanzar su altura promedio (35 cm).

Se realizó también un análisis del porcentaje de la superficie cubierta por la vegetación en el tiempo y los valores que se obtuvieron fueron: inicio=6,39 %, 6 meses=5 % y 12 meses=20%. Con la otra especie implantada, *J. effusus* también se planteó el mismo análisis y se evidenció que creció notablemente durante el tiempo que duró la experiencia. De hecho, se registró que durante los primeros 30 días creció entre 20 y 25 cm, a los 60 días las mismas tuvieron entre 30 y 40 cm más y al año llegó a medir por encima de los 100 cm. Además, el incremento de la superficie cubierta por esta planta fue notorio: inicio=4%, 6 meses=15% y 12 meses=87%.

CONCLUSIONES

Con el diseño de estos prototipos se pudo observar que la remoción de As fue eficiente, fundamentalmente con el implantado con *J. effusus* que alcanzó como límite máximo el 80 % de retención del contaminante. Por otro lado, la especie *C. haspan* logró sólo un 40% de remoción de As, ambos comparados con el control que pudo retener hasta un 35%. Se consideran estos valores que se obtuvieron luego del periodo de estabilización (primeros 90 días) donde la eliminación de As se produjo gracias a la presencia de la laterita. Se pudo constatar también, que fue la planta la que aportó en gran medida a la remoción del As. De igual modo, esto se condice con el crecimiento de ambas especies, donde *J. effusus* creció notablemente y se adaptó fácilmente al ambiente del HC. Por lo tanto, a partir de los resultados mostrados es posible considerar esta tecnología para la remoción de As del rechazo de la ósmosis inversa.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de Buenos Aires, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas y a la empresa Agua y Saneamientos Argentinos S.A. por el financiamiento recibido.

REFERENCIAS

- Kadlec, R.H.; Wallace, S.D. (2009). "Treatments wetlands". ISBN: 9781566705264.
- Lizama, K.; Fletcher, T.D.; Sun, G. (2011). "Removal processes for arsenic in constructed wetlands". Chemosphere, 84, 1032-1043.
- Valles Aragon, M.C.; Olmos Marquez, M.A.; Llorens, E.; Alarcón Herrera, M.T. (2013). "Redox Potential and pH Behavior Effect on Arsenic Removal from Water in a Constructed Wetland Mesocosm". Wiley Online Library, 1002-1010.
- Yadav, A.K.; Abbassi, R.; Kumar, N.; Satya, S.; Sreekrishnan, T.R.; Mishra, B.K. (2012). "The removal of heavy metals in wetland microcosms: Effects of bed depth, plant species, and metal mobility". Chemical Engineering Journal, 211-212, 501-507.
- Olmos Márquez, M.; Alarcón Herrera, M.; Martín Dominguez, I. (2012). "Performance of *Eleocharis macrostachya* and its importance for arsenic retention in constructed wetlands". Environmental Science Pollution, 19, 763-771.
- Zurita, F.; Del Toro Sánchez, C.L.; Gutierrez Lomelí, M.; Rodriguez Sahagún, A.; Castellanos Hernández, O.A.; Ramírez Martínez, G.; White, J.R. (2012). "Preliminary study on the potential of arsenic removal by subsurface flow constructed mesocosms". Ecological Engineering, 47, 101-104.
- Valles Aragón, M.C.; Alarcón Herrera, M.T. (2014). "Retención de arsénico en humedales construidos con *Eleocharis macrostachya* y *Schoenoplectus americanus*". Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 30, 143-148.

Adsorción de carbamazepina en roca volcánica con y sin presencia de biopelícula, como mecanismo de remoción en humedales de tratamiento

Allan Tejada* y Florentina Zurita*

*Laboratorio de Calidad Ambiental. División de Desarrollo Biotecnológico, Centro Universitario de la Ciénega Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 1115, Ocotlán, Jal. México.
(E-mail:allanteor@hotmail.com, fzurita2001@yahoo.com)

Resumen

Con el propósito de conocer la capacidad de una roca volcánica (tezontle) para la adsorción de carbamazepina (CBZ) bajo condiciones similares a las que ocurren dentro de los humedales de tratamiento (HT), en esta investigación se llevaron a cabo estudios de cinética de adsorción en solución acuosa en dos etapas. En la primera de ellas se realizaron estudios cinéticos con dos tamaños de partícula (TP) bajo dos valores de pH y dos valores de temperatura, utilizando tezontle sin biopelícula. Lo anterior con el objetivo de conocer las condiciones óptimas para la adsorción del fármaco. En la segunda etapa, se llevaron a cabo experimentos utilizando tezontle con presencia de biopelícula en su superficie, con diferentes periodos de desarrollo que variaron entre una semana a 6 meses. Los resultados de la primera etapa arrojaron diferencias significativas con respecto a la interacción de los factores evaluados, mostrando como condiciones óptimas para la adsorción del fármaco, el tamaño de partícula de entre 0.85 y 2 mm, pH 8 y 25°C. En dichas condiciones se alcanzó una capacidad de adsorción (q_e) promedio de 13.48 $\mu\text{g/g}$. Con respecto a la segunda etapa, los resultados mostraron que la q_e aumenta conforme se incrementa el periodo de desarrollo de la biopelícula sobre la superficie del tezontle, alcanzando un valor similar al obtenido con el tezontle sin biopelícula, después de un valor mínimo con dos semanas de formación de biopelícula.

Palabras Clave:

Compuestos recalcitrantes, tezontle, fármacos, quimisorción, sitios activos,

INTRODUCCIÓN

El proceso de adsorción de compuestos farmacéuticos, en un contexto generalizado, se ha estudiado ampliamente con diferentes materiales usados como adsorbentes; sin embargo, han sido pocos los estudios con medios filtrantes utilizados comúnmente en HT. Consecuentemente, su contribución en la remoción de compuestos específicos como la CBZ, es casi desconocida. La CBZ se utiliza para el tratamiento de diversas enfermedades mentales y además, se ha catalogado como un marcador antropogénico en ambientes acuáticos. Probablemente por esta razón, ha sido uno de los fármacos evaluados dentro de los pocos estudios reportados en este sentido.

Una de estas investigaciones es la realizada por Dordio et al. (2009) quienes evaluaron la remoción del fármaco en una mezcla con ibuprofeno y ácido clofibrico, utilizando arcilla expandida (LECA), obteniendo como resultado eficiencias de remoción mayores para la CBZ. En otro estudio, Matamoros et al. (2005) cuantificaron la adsorción en grava, que se había utilizado como medio filtrante en humedales subsuperficiales de flujo horizontal, encontrando también un mayor porcentaje de CBZ adsorbida en comparación con el mismo par de compuestos; en este caso, los autores tal resultado a la presencia de biopelícula en la superficie de la grava. Estos estudios evidencian que el mecanismo de adsorción puede contribuir de manera importante con la remoción de CBZ y por lo tanto, es necesario evaluar los diferentes medios filtrantes usados en HT, como el tezontle que se utiliza ampliamente en México. De esta manera, el objetivo de este estudio fue evaluar la q_e del tezontle molido para la remoción de CBZ con y sin presencia de biopelícula, la cual se promovió mediante la exposición del tezontle a aguas residuales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos de cinética de adsorción correspondientes a la primera etapa se llevaron a cabo en dos niveles de TP, pH y temperatura. Con respecto al primer caso se utilizaron diámetros de 0.85-2 mm

(TP1) y 4-4.75 mm (TP2). La q_e de estos materiales se evaluó a pH6 y pH8, y a su vez, cada nivel de pH se evaluó a 16°C y 25°C. Los experimentos se realizaron en batch por triplicado en matraces de 250 mL, utilizando 100 mL de solución con 250 µg/L de CBZ y 0.01 M de fosfato (buffer), así como 1 g de adsorbente. La mezcla resultante al interior de los matraces se agitó a 200 rpm magnéticamente por periodos de 0.5, 1, 1.5, 2, 3 y 4 h.

Los ensayos correspondientes a la segunda etapa se llevaron a cabo utilizando las condiciones óptimas para la adsorción de CBZ determinadas en la etapa anterior (TP, pH, °C) y siguiendo la metodología general ya mencionada. Sin embargo, el tezontle utilizado se extrajo de un sistema de 15 columnas empacadas con tezontle, las cuales de manera individual, fueron alimentadas con agua residual (AR) por distintos periodos de tiempo (1-12, 16, 20, 24 semanas). Esto último, con el objetivo de promover el desarrollo de biopelícula sobre la superficie del material, el cual sería correspondiente a cada tiempo de alimentación de AR. Previo a la realización de los ensayos cinéticos, el tezontle retirado de las columnas se inactivó mediante radiación UV y se secó a una temperatura de 50°C por 3 horas.

En ambas etapas, la preparación de muestras y la cuantificación final de la concentración CBZ en el sobrenadante, se llevó a cabo siguiendo la metodología reportada por Tejeda et al. (2017). Asimismo, se realizó la cuantificación de los sitios activos en cada uno de los materiales evaluados, siguiendo el método de titulación de Boehm (Boehm, 1994). Adicionalmente, con el propósito de interpretar a profundidad los resultados obtenidos de los ensayos de cinética de adsorción, se realizó la caracterización textural y estructural del tezontle con y sin biopelícula, utilizando técnicas como Fisisorción de N₂, Difracción de Rayos-X, Espectroscopia Infrarrojo (EI) y Microscopia Electrónica de Barrido (MEB).

Se utilizó un diseño factorial 2^k, específicamente 2³, para evaluar los ensayos de adsorción de CBZ en tezontle sin biopelícula.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos a partir de los experimentos realizados en la primera etapa, mostraron de manera general que el tiempo aproximado para alcanzar el equilibrio es de 120 min. No obstante, la q_e en este periodo de tiempo, fue diferente para cada una de las condiciones evaluadas. En particular, los experimentos realizados a 25°C mostraron una mayor variación en la q_e en comparación con los realizados a 16°C (Fig. 1.) y el valor promedio más alto (3.48 µg/g) se alcanzó a esta temperatura con el TP1 a pH8. Tales condiciones (TP1, pH8, 25°C) además, se definieron como ideales para lograr la optimización del proceso de adsorción de acuerdo con el análisis estadístico.

Adicionalmente, los datos experimentales mostraron un mejor ajuste al modelo cinético de pseudo-segundo orden, el cual evidencia una adsorción química de la CBZ sobre el tezontle, estrechamente relacionado con la concentración de sitios activos (Vadivelan y Kumar 2005); principalmente de sitios activos básicos (SAB), de acuerdo con el análisis realizado en este sentido.

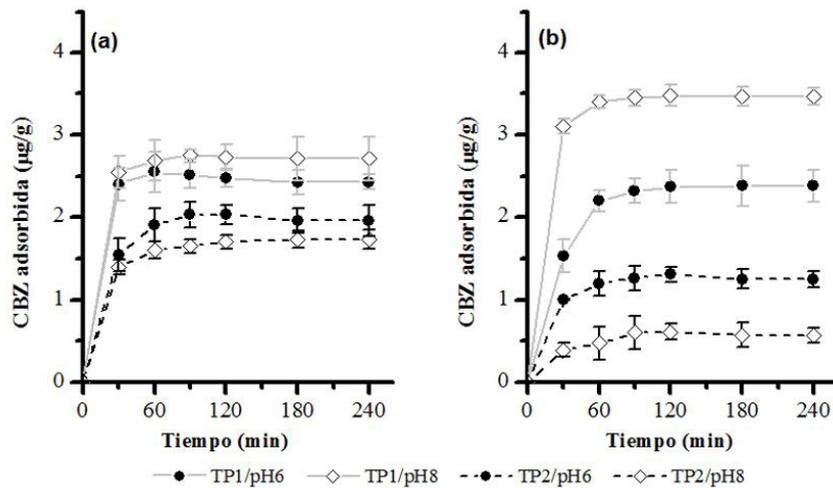


Figura 1. Cinéticas de adsorción de CBZ en tezontle correspondientes al TP1 (pH6 y pH8) y TP2 (pH6 y pH8). (a) 16°C; (b) 25°C. Valores promedio \pm error estándar.

Con respecto a la segunda etapa, los ensayos de adsorción se realizaron utilizando las condiciones óptimas mencionadas, obteniéndose resultados similares con respecto al tiempo de equilibrio, también de 120 min en todos los casos. Sin embargo, de manera general la q_e se incrementó a medida que el periodo de exposición del tezontle al agua residual aumentaba, alcanzando después de 24 semanas una q_e promedio de 3.4 $\mu\text{g/g}$ (Fig. 2.), después de reducirse a un valor mínimo en la semana 2. Dichos incrementos en la q_e indican una modificación en las condiciones basales del tezontle como consecuencia de la formación de biopelícula en su superficie; la presencia de biopelícula se confirmó mediante EI y MEB al obtener bandas características por un lado, y por otro, estructuras comúnmente reportadas.

El procesamiento de los datos experimentales obtenidos en esta segunda etapa, demostró que su comportamiento cinético también presenta de manera general, un mejor ajuste al modelo de pseudo-segundo orden, evidenciando la sorción química de la CBZ en los sitios activos disponibles, específicamente en SAB, los cuales presentaron una evolución muy similar a los valores de q_e obtenidos a través del tiempo. Por tal motivo, es probable que la adsorción del fármaco se lleve a cabo principalmente, mediante la formación de puentes de hidrogeno entre el grupo NH_2 , presente en la molécula de CBZ, y electrones- π (Liu et al., 2008) presentes en sustancias poliméricas extracelulares (SPE) producidas por los microorganismos; las SPE se componen principalmente de polisacáridos cargados o hidrofóbicos y proteínas; compuestos que se han reportado como responsables de la adsorción de compuestos orgánicos (Flemming y Wingender, 2010).

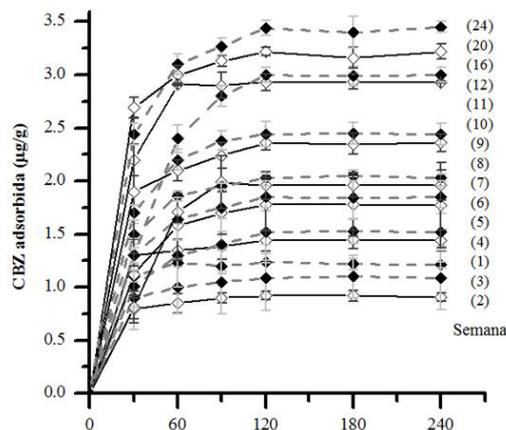


Figura 2. Cinéticas de adsorción de CBZ en tezontle con diferentes periodos de formación de biopelícula. Valores promedio \pm error estándar.

CONCLUSIONES

En este estudio se pudo comprobar que el medio filtrante utilizado en HT juega un rol esencial en la remoción de CBZ. Particularmente, el tezontle a pesar de su aparente baja, tendría una aportación relevante en la remoción del fármaco en un HT con un largo tiempo de operación, debido al mayor desarrollo de biopelícula y la gran cantidad de medio filtrante necesaria para su implementación.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) de México, por la beca otorgada para los estudios de doctorado de Allan Tejada.

REFERENCIAS

- Boehm, H.P. 1994. Some aspects of the surface chemistry of carbon blacks and other carbons. *Carbon* 35, 759-769.
- Dordio, A.V., Estêvão Candeias, A.J., Pinto, A.P., Teixeira da Costa, C., Palace Carvalho, A.J. 2009. Preliminary media screening for application in the removal of clofibric acid, carbamazepine and ibuprofen by ssf-constructed wetlands. *Ecological Engineering* 35, 290-302.
- Flemming, H.C., Wingender, J. 2010. The biofilm matrix. *Nat Rev Microbiol* 8, 623-633.
- Liu, A., Wang, J., Lu, Z., Yao, L., Li, Y., Yan, H. 2008. Hydrogen-bond detection, configuration assignment and rotamer correction of side-chain amides in large proteins by nmr spectroscopy through protium/deuterium isotope effects. *ChemBioChem* 9,2860-2871.
- Matamoros, V., García, J., Bayona, J.M. 2005. Behavior of selected pharmaceuticals in subsurface flow constructed wetlands: A pilot-scale study. *Environmental Science & Technology* 39, 5449-5454.
- Tejada, A., Barrera, A., Zurita, F. 2017. Adsorption capacity of a volcanic rock-used in constructed wetlands-for carbamazepine removal and its modification with biofilm growth. *Water* 9, 721.
- Vadivelan, V., Kumar, K.V. 2005. Equilibrium, kinetics, mechanism, and process design for the sorption of methylene blue onto rice husk. *Journal of Colloid and Interface Science* 286, 90-100.

Inoculación de *Penicillium italicum* y un consorcio micorrizico en la rizósfera de *Phragmites australis*: Efecto sobre la asimilación de fosfato inorgánico en presencia de cadmio

J. Roberto Zúñiga – Silva* Octavio Loera Corral** y Refugio Rodríguez Vázquez***

* Complejo Regional Mixteca, Unidad Izúcar de Matamoros, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Carretera Atlixco – Izúcar de Matamoros N° 141, Izúcar de Matamoros, Puebla, México.

(Email: jose.zuniga@correo.buap.mx).

** Departamento de Biotecnología, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa. San Rafael Atlixco 186. Iztapalapa, Ciudad de México, México. (Email: loera@xanum.uam.mx)

*** Departamento de Biotecnología y Bioingeniería, CINVESTAV – IPN. Avenida IPN 2508. Gustavo A. Madero. Ciudad de México, México. (Email: rrodrig@cinvestav.mx)

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar el papel de *Penicillium italicum* y un consorcio micorrizico, ambos nativos de la rizósfera de *Phragmites australis* a través de un proceso de bioaugmentación, para determinar su participación el crecimiento y la asimilación de fósforo por la planta en presencia de Cadmio, para lo cual se establecieron 8 tratamientos para asegurar todas las combinaciones entre los factores evaluados; (1) Inóculo, corresponde, A) el consorcio de hongos micorrizicos arbusculares (HMA): *Rhizophagus spp.* y B) el hongo saprobio: *Penicillium italicum* preinoculado en arroz (2) Metal (con o sin adición), se agregaron 2 tratamientos control (sin planta). Se establecieron dos bloques, uno para fosfato tricálcico y otro para fosfato férrico. Se determinó la asimilación de fósforo mediante el análisis foliar, además se determinó la colonización en raíces, así como los parámetros agronómicos. El experimento se mantuvo durante 3 meses. La respuesta de crecimiento más alto se obtuvo en los tratamientos combinados, por lo que la eficacia de la doble inoculación se demuestra por una mayor tolerancia al incremento de las concentraciones de metal. Este estudio proporciona evidencia de los beneficios de las micorrización en la protección de las plantas huésped, contra los efectos nocivos de los metales pesados. Los tratamientos (Fo= 39.78 P< 0.0001) y el tipo de fosfato (Fo= 33.73 P< 0.0001) resultaron ser los factores de mayor significatividad sobre la asimilación de fosfato.

Palabras Clave:

Bioaugmentación, Co-inoculación, Simbiosis, Solubilizadores de Fosfato, Metales.

INTRODUCCIÓN

Las plantas que habitan en los humedales son capaces de tolerar altas concentraciones de metales y en algunos casos incluso a acumularlos en sus tejidos. (Liu *et al.*, 2007), sin embargo la asimilación de metales pesados es capaz de afectar la fisiología y el metabolismo de asimilación de nutrientes esenciales (Papoyan *et al.*, 2007). Los metales no esenciales como el cadmio (Cd) pertenecen a los contaminantes generados en zonas urbanas e industriales, y que pueden ser asimilados por las plantas a través de raíces y tallos, el Cd pertenece a los elementos capaces de ser translocado a través de los tejidos de la plantas y acumularse en las hojas (Fediuc y Erdei 2002). Los microorganismos son considerados uno de los factores más importantes que influye directamente en la transformación y mineralización de los compuestos xenobióticos, incluso se les atribuye una mayor participación en el proceso de remoción en comparación con las plantas (Vacca *et al.*, 2005). Las interacciones rizósfericas entre plantas y microorganismos traen consigo numerosos beneficios tales, como influencia en el crecimiento radical, regulación de la actividad metabólica e influencia en las propiedades físicas y químicas del entorno, así como de los contaminantes (Ortega - Larrocea *et al.*, 2010), estas interacciones participan además en los ciclos de nutrientes. A pesar de la evidencia experimental limitada, se considera que la capacidad de remoción de contaminantes de la planta está influenciada en gran medida por la estructura de sus comunidades microbianas asociadas a la rizósfera.

MATERIALES Y MÉTODOS

Microorganismos

El consocio micorrizico se obtuvo a partir de una muestra de suelo rizosférico tomado de la rizósfera de *P. australis* de plantas de un humedal natural impactado con descargas de aguas residuales, este sitio está ubicado en la Costa Central de Veracruz, México (96°23'09"W, 19°35'19"N); en el caso del micromiceto, la cepa de *Penicillium italicum* proviene del cepario del laboratorio de compuestos xenobióticos del CINVESTAV, la cual previamente fue caracterizada como microorganismo con habilidad para la solubilización de fosfato inorgánico; para la bioaumentación, la producción de conidias se realizó en granos de arroz sin cascarilla, lavado tres veces con agua potable y manteniéndolo en reposo durante 30 min, en agua a 75° C, esto de acuerdo a la metodología propuesta por Berlanga y Carrillo, 2006.

Establecimiento del experimento

Se utilizaron plántulas juveniles *Phragmites australis* de aproximadamente 15 cm. de longitud, las raíces se desinfectaron con etanol durante 20 s, en NaClO al 5% durante 15 minutos y se enjuagaron cinco veces con agua destilada estéril. Las unidades experimentales consistieron en cilindros PVC de 15 cm de diámetro y 18 cm de longitud que contienen 1 Kg. de granzón que previamente lavado y esterilizado. El experimento consistió en cuatro unidades experimentales en donde se sembraron 3 plántulas por unidad. Las plantas se regaron cada tercer día con una solución Long Ashton a pH 5.8, para el aporte de fósforo en la solución nutritiva se utilizaron dos fuentes de fosfato (tricálcico y férrico), para los riegos se estableció un sistema de dosificación. Para la suplementación de metales se utilizó $\text{CdSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ para la suplementación de cadmio. Los niveles de Cd^{2+} que se utilizaron fueron 0 y 50 mg L^{-1} , los tratamientos fueron los siguientes:

- Tratamiento 1: *P. australis* + Micorriza + *Penicillium italicum* + 50 mg L^{-1} Cd^{2+}
- Tratamiento 2: *P. australis* + Micorriza + *Penicillium italicum*
- Tratamiento 3: *P. australis* + Micorriza + 50 mg L^{-1} Cd^{2+}
- Tratamiento 4: *P. australis* + Micorriza
- Tratamiento 5: *P. australis* + *Penicillium italicum* + 50 mg L^{-1} Cd^{2+}
- Tratamiento 6: *P. australis* + *Penicillium italicum*
- Tratamiento 7: *P. australis* + 50 mg L^{-1} Cd^{2+}
- Tratamiento 8: *P. australis*
- Tratamiento 9: 50 mg L^{-1} Cd^{2+}
- Tratamiento 10: 0 mg L^{-1} Cd^{2+}

El diseño experimental que se utilizó fue completamente al azar con 3 repeticiones. El experimento se realizó en condiciones de invernadero (19°39'41'' latitud norte, 99°07'49'' longitud oeste, 2,261 msnm, temperatura promedio mínima de 11°C y 40°C como máxima, fotoperiodo de 13/11 h luz/oscuridad). Los riegos con la solución nutritiva con Cd^{2+} comenzaron al día 28 y las plantas se cosecharon 2 días después del último riego (90 días de edad).

Evaluación de parámetros

La determinación de asimilación de fósforo se llevó a cabo mediante el análisis foliar, el cual se considera referencia indispensable para determinar los estados carenciales de elementos e indican de forma precisa la asimilación de los diferentes elementos, debido a que las hojas son muy sensibles a los cambios de composición del medio nutritivo; las concentración de fósforo se determinó a través de espectrofotometría, por el método de fosfovanadomolibadto.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Monitoreo de Crecimiento

Durante tres meses se registró el crecimiento de *P. australis* bajo las condiciones establecidas en los diferentes tratamientos y utilizando dos fuentes de fosfato, para el caso de fosfato tricálcico no se presentó diferencia significativa entre tratamientos, sin embargo el tratamiento 8 (*P. australis* sin metal) fue el que presentó el mayor crecimiento, seguido de los tratamientos con Planta /Micorriza/ Metal (T3) y Planta/ Micorriza/ Metal (T4), la elongación de raíces fue variable, siendo el T3 el que presentó una mayor elongación; mientras que para el caso del fosfato férrico se observó la misma tendencia, aunque el crecimiento fue menor al registrado con fosfato tricálcico.

Tinción de Raíces

Para evaluar la presencia de colonización micorrizica en la rizósfera de las plantas de *P. australis* se realizó tinción de raíces con Azul Tripiano, los tratamientos 3 y 4, inocularon solamente con micorrizas, presentaron los mayores porcentajes de colonización, destaca el tratamiento 3 (Micorriza/Metal) con fosfato férrico que presentó un porcentaje de 70.37 %, mientras que el tratamiento 4 (Micorriza) con el mismo fosfato mostró un 39.25%. Para el caso del fosfato cálcico se obtuvo 30.37 % y 35.55 % para el tratamiento 3 y 4 respectivamente. En el caso de los tratamientos combinados se observó una mayor colonización en el Tratamiento 1 (Planta/ Hongo / Micorriza/ Metal) 11.11 % para tricálcico y 12.5 % para férrico, mientras que el Tratamiento 2 (Hongo / Micorriza) se observó 9.62 % para tricálcico y 8.14 % para férrico, por lo que la presencia del metal, favorece la colonización micorrizica, que concuerda con lo reportado por Gonzalez – Chávez, (2005).

Asimilación de Fósforo

El tratamiento combinado Planta / Hongo / Micorriza/ Metal (T1) 3.5 mg P g Planta⁻¹, registró mayor asimilación de fósforo con el fosfato tricálcico, seguido del tratamiento Planta/Micorriza (T4) 3.08 mg P g Planta⁻¹, para el fosfato férrico el tratamiento Planta/Micorriza/Metal (T3) 2.58 mgP g Planta⁻¹ fue el que registró mejor asimilación seguido de los tratamientos combinados Planta/ Hongo / Micorriza/ Metal (T1) 0.94 mg P g Planta⁻¹ y Planta/ Hongo / Micorriza (T2) 1.06 mg P gPlanta⁻¹, el inóculo micorrizico incremento la capacidad de asimilación de fósforo en presencia del metal, lo cuál ya habia sido reportado por varios autores (Hildebrandt, 2007), aunque tambien es destacable la acción de los hongos saprobios (Khan, 2007). El análisis estadístico ANOVA, permitió determinar la significatividad de los factores evaluados siendo los tratamientos el factor de mayor significatividad (Fo= 39.78 P< 0.0001), tipo de fosfato (Fo= 33.73 P< 0.0001) e inclusive la interacción entre factores (Fo= 33.07 P< 0.0001). La asimilación de fosfato es un proceso complejo, en el cuál intervienen muchos mecanismos, la participación de los microorganismos asociados a la rizósfera es crucial para que este proceso se lleve a cabo, la actividad metabólica de estos microorganismos, particularmente la micorriza arbúscular y los hongos saprobios influye de manera positiva incrementando la capacidad de asimilación de la planta (Marschner, 2011).

CONCLUSIONES

Comparados con el control ninguno de los tratamientos presentó diferencias significativas en lo que respecta al crecimiento, sin embargo si se observó un incremento en la altura de las plantas, sobre todo en los tratamientos que se alimentaron con soluciones de fosfato tricálcico en comparación con aquellas que se alimentaron con fosfato férrico. Por otra parte la combinación entre micorriza arbúscular y hongo saprobio del suelo, incrementó la capacidad de asimilación de fosfato de *Phragmites australis* con fosfato tricálcico, en presencia de Cd²⁺. Mientras que en el caso de fosfato férrico fue el

tratamiento que sólo incluía micorriza aquel que incrementó la asimilación también en presencia de metal.

REFERENCIAS

- Fediuc E, Erdei L. 2002. Physiological and biochemical aspects of cadmium toxicity and protective mechanisms induced in *Phragmites australis* and *Typha latifolia*. *J Plant Physiol* 159: 265–271
- González – Chávez MC, Vangronsveld J, Colpaert J, Leyval C. 2006. Arbuscular mycorrhizal fungi and heavy metals: Tolerance mechanisms and potential use in bioremediation, pp. 211-234. In: PRASAD, M.N.V.; SAJWAN, K. S.; NAIDU, R. (eds.). Trace Elements in the Environment. Biogeochemistry, Biotechnology, and Bioremediation. CRC Press. Boca Raton, Florida, USA.
- Liu J, Dong Y, Xu H, Wang D, Xu J. 2007. Accumulation of Cd, Pb and Zn by 19 wetland plant species in constructed wetland. *J. Hazard. Mater.* 147: 947 – 953.
- Ortega-Larrocea MP, Xoconostle-Cázares B, Maldonado-Mendoza IE, Carrillo-González R, Hernández-Hernández J, Díaz Garduño M, López-Meyer M, Gómez-Flores L, González -Chávez MC. 2010. Plant and fungal biodiversity from metal mine wastes under remediation at Zimapán, Hidalgo, Mexico. *Environ Pollut.* 158: 1922–1931.
- Papoyan A, Pineros M, Kochian LV. 2007. Plant Cd²⁺ and Zn²⁺ status effects on root and shoot heavy metal accumulation in *Thlaspi caerulescens*. *New Phytol.* 175: 51–58.
- Vacca G, Wand H, Nikolausz M, Kusch P, Kastner M. 2005. Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands. *Water Res.* 39:1361-1373.

Sistema de humedales construidos a escala para la remoción de antibióticos en agua residual del sector porcícola en Yucatán, México

Karina Gabriela León Aguirre*, Avel Adolfo González Sánchez*, Emanuel Hernández Núñez**, Germán Giacomán Vallejos*

*Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Av. Industrias No Contaminantes por Anillo Periférico Norte, Mérida, Yucatán, México.

(E-mail: giacomán@correo.uady.mx)

**CINVESTAV-Unidad Mérida, Carretera Antigua a Progreso km. 6, Mérida, Yucatán, México.

Resumen

Los fármacos utilizados en ganadería han llamado la atención en años recientes como contaminantes emergentes, de este grupo, los antibióticos han sido señalados como responsables de causar el desarrollo de bacterias resistentes en el ambiente. Yucatán, al sureste de México es un estado con una alta producción de ganado porcino, actividad que genera grandes cantidades de agua residual conteniendo muchos de estos antibióticos. Los humedales construidos son una opción de tratamiento para estas granjas, dada su facilidad de operación y altas tasas de remoción para este tipo de contaminantes. En este estudio se probó la capacidad de un sistema experimental de humedales construidos horizontales de flujo subsuperficial para la remoción de una mezcla de 3 antibióticos, (oxitetraciclina, enrofloxacina y sulfametoxazol), analizando el efecto del soporte sólido (grava, arena y la mezcla de ambas; dos tipo de planta (*Typha latifolia* y *Cyperus papyrus*) y cuatro diferentes tiempos de operación del sistema (de 24 a 96 horas), en la disminución de la concentración de los fármacos del efluente del humedal. Se obtuvieron eficiencias de remoción del 47 al 98%, de las cuales los mayores porcentajes correspondieron a los sistemas que contaban con combinación de arena o mezcla con plantas.

Palabras Clave:

Agua residual porcícola; humedales construidos de flujo subsuperficial; contaminantes emergentes.

INTRODUCCIÓN

Siendo México uno de los mayores productores de carne de cerdo en el mundo, el Estado de Yucatán, al sureste del país cuenta con aproximadamente 470 granjas porcícolas, que producen más de un millón de cerdos anualmente (INEGI, 2014), aunque el mayor porcentaje de esta producción se da de manera intensiva en granjas industrializadas, todavía existen granjas privadas operando con sistemas semitecnificados y poblaciones menores a 1000 cerdos, donde se utilizan antibióticos como oxitetraciclina, sulfametoxazol y enrofloxacina, como aditivos alimentarios, promotores de crecimiento y para propósitos profilácticos y terapéuticos (Huang et al., 2013).

La ganadería porcícola en Yucatán también presenta una alta generación de aguas residuales conteniendo los residuos de antibióticos, que como contaminantes emergentes no cuentan con regulación ambiental y existe información limitada sobre sus efectos en el ambiente y en la salud humana (Murray et al., 2010) y han llamado la atención debido a los posibles efectos en muchos organismos vivos (Enick y Moore, 2007). Los antibióticos veterinarios, representan una amenaza ambiental por el riesgo de contaminación del acuífero, debido a que el agua subterránea es la única fuente de agua en Yucatán, por la naturaleza cárstica y alta permeabilidad del suelo de la región (Arcega-Cabrera et al., 2014).

Considerando que la mayoría de los sistemas de tratamiento instalados en las granjas porcícolas no son diseñados para la remoción fármacos en aguas residuales, por lo que un sistema alternativo o adicional necesita ser implementado para reducir los potenciales problemas ambientales y de salud (Tapia et al., 2009). Los humedales construidos han sido utilizados para el tratamiento de aguas residuales provenientes de diversas fuentes y se han convertido en una alternativa de tratamiento debido a su alta eficiencia de remoción de contaminantes y su bajo costo de instalación y mantenimiento (Romero et al., 2009). Son sistemas que emulan los procesos naturales de sedimentación, en donde los contaminantes son removidos a través de mecanismos como filtración, adsorción, degradación biológica y fitorremediación (Ciria et al., 2005).

El objetivo de este trabajo fue evaluar la capacidad de un sistema experimental de humedales construidos de configuración horizontal y flujo subsuperficial a pequeña escala para la remoción de tres antibióticos (enrofloxacina, oxitetraciclina y sulfametoxazol) utilizados en la crianza de cerdos en Yucatán, México, empleando materiales de soporte y plantas disponibles en la región.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del sistema de humedales

Se diseñó un sistema a pequeña escala que consiste en 9 unidades de polipropileno de alta densidad con dimensiones de 37x27x20 cm. Se utilizaron dos tipos de plantas, *Typha latifolia* y *Cyperus papyrus*, lavando y desinfectando las raíces previamente y adaptándolas con agua residual porcícola del 10 al 60%, por un periodo de tres meses, monitoreando su crecimiento. Como soporte sólido, roca caliza sedimentaria, compuesta mayoritariamente por carbonato de calcio, con trazas de carbonato de magnesio y otros carbonatos, minerales como arcilla, hematita, siderita y cuarzo; en tres tamaños de partícula: arenas de 1.19 mm (A), gravas de 4.76 mm (B) y la mezcla de ambas al 50% (C). Un diagrama del sistema de humedales se muestra en la Figura 1.

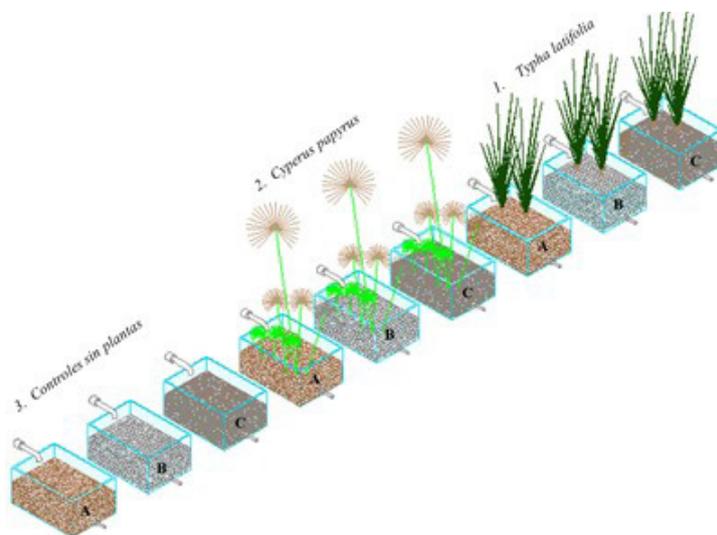


Figura 1. Diagrama del sistema experimental de humedales construidos y la distribución de plantas y soportes en cada una de las unidades.

Previamente se realizaron pruebas de granulometría, permeabilidad, porcentaje de absorción y porosidad, para determinar si cumple con las características para funcionar adecuadamente como soporte sólido de los humedales construidos. Además, se utilizaron tres unidades sin plantas como controles, cada una con su respectivo soporte sólido. Se manejaron cuatro tiempos de permanencia en el humedal de 24, 48, 72 y 96 h, en el cual se evaluaron las concentraciones iniciales y finales de una mezcla de antibióticos (oxitetraciclina 0.2 ppm, sulfametoxazol 2 ppm, enrofloxacina 0.2 ppm) utilizando espectrofotometría de fluorescencia para el análisis de las muestras, utilizando etanol/agua 50% como solución blanco, las lecturas se realizaron utilizando una celda de poliestireno de 10x10x45 mm, de acuerdo con los parámetros mostrados en la Tabla 1. Las pruebas fueron realizadas en un equipo Lumina Fluorescence Spectrometer marca Thermo Scientific que se encuentra en el Laboratorio de nano y biomateriales del CINVESTAV, Unidad Mérida.

Tabla 1. Longitudes de onda de excitación y emisión para los fármacos seleccionados

Fármaco	λ excitación (nm)	λ emisión (nm)
Oxitetraciclina	390	512
Sulfametoxazol	300	381
Enrofloxacina	320	448

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De las pruebas al material utilizado como soporte sólido, en el ensayo para la grava, se obtuvo un coeficiente de permeabilidad $k=1.88E^{-02}$ cm/s, de acuerdo con los valores típicos del coeficiente de permeabilidad, el material analizado es considerado grava muy permeable. El peso específico es $\gamma_m=1.183$ g/cm³ obtenido de la relación peso/volumen de la muestra, en el caso de gravedad específica se obtuvo que el material tiene una gravedad específica de los sólidos (SS) de 2.20 a 2.62. Para el caso de la arena, el coeficiente de permeabilidad $k=1.0E^{-02}$ cm/s, también considerado permeable, se obtuvo una gravedad específica de los sólidos (SS) de 2.17, para ambos casos se obtuvo un porcentaje de absorción de 7.37% y porosidad $n=16.18\%$.

En el monitoreo de las plantas, se observó que durante el periodo de adaptación con el agua residual porcícola hubo un crecimiento acelerado de *Typha latifolia* de hasta 10 cm por semana aproximadamente en las unidades con arena y mezcla como soporte y de 7 cm por semana aproximadamente en las unidades con grava como soporte. Para el caso de *Cyperus papyrus*, el crecimiento fue de 2 cm y 4 cm por semana, para grava y arena respectivamente.

Después de analizar la concentración de los antibióticos en el tiempo 0 h, se comparó con la concentración final después de transcurrido el tiempo de permanencia para cada uno de los experimentos aleatorios, los porcentajes de remoción de los fármacos se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Porcentajes de remoción para cada uno de los fármacos en los humedales construidos (se consideran los experimentos con mayores resultados)

Fármaco	Tiempo de permanencia			
	24 h	48 h	72 h	96 h
Oxitetraciclina	Papiro mezcla	Papiro mezcla	Papiro arena	Papiro arena
	85%	89%	88%	98%
Sulfametoxazol	Tifa arena	Tifa arena	Tifa mezcla	Tifa mezcla
	47%	57%	60%	74%
Enrofloxacina	Tifa arena	Tifa arena	Tifa arena	Tifa arena
	85%	86%	87%	89%

CONCLUSIONES

Se comprobó que el material seleccionado como soporte sólido es uniforme y es apto para usarse como medio granular de los humedales construidos, ya que, los valores de permeabilidad, porosidad, porcentaje de absorción, y peso volumétrico se encuentran dentro del rango de aceptación. Tiene la ventaja de proporcionar una mayor área superficial para la actividad microbiana y los fenómenos de adsorción.

En la remoción de fármacos con los humedales construidos se observa que ocurre una mayor remoción en las unidades que contienen arena como soporte sólido, lo mismo ocurre con la mezcla y la remoción se incrementa con el tiempo de permanencia.

REFERENCIAS

- Arcega-Cabrera, F., Velázquez-Tavera, N., Fargher, L., Derrien, M., Noreña-Barroso, E. 2014. Fecal sterols, seasonal variability, and probable sources along the ring of cenotes, Yucatan, Mexico. *Journal of Contaminant Hydrology* 168, 41-49.
- Ciria, M.P., Solano M.I., Soriano, P. 2005. Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. *Biosystems Engineering* 92(4) 535-544.
- Enick, O.V., Moore, M.M. 2007. Assessing the assessments: pharmaceuticals in the environment. *Environmental Impact Assessment Review* 27(8), 707-729.
- Huang, X., Liu, C., Li, K., Liu, F., Liao, D., Liu, L., Zhu, G., Liao, J. 2013. Occurrence and distribution of veterinary antibiotics and tetracycline resistance genes in farmland soils around swine feedlots in Fujian Province, China. *Environmental Science and Pollution Research* 20(12), 9066-9074.
- INEGI. 2014. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Existencia de ganado porcino según edad y función zootécnica por entidad federativa con representatividad en la muestra. Encuesta Nacional Agropecuaria 2014.
- Murray, K.E., Thomas, S.M., Bodour, A.A. 2010. Prioritizing research for trace pollutants and emerging contaminants in the freshwater environment. *Environmental Pollution* 158, 3462-3471.
- Tapia, F., Giacoman, G., Herrera, J., Quintal, C., García, J., Puigagut, J. 2009. Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatán, Mexico: Influence of plant species and contact time. *Water SA* 35(3), 335-342.
- Wei, R.C., Ge, F., Huang, S.Y., Chen, M., Wang, R. 2011. Occurrence of veterinary antibiotics in animal wastewater and surface water around farms in Jiangsu Province China. *Chemosphere* 82, 1408-1414.

TEMA 4

EXPERIENCIAS EN PLANTAS A ESCALA
COMPLETA Y SISTEMAS DESCENTRALIZADOS

Potencial de remoción de arsénico del agua de rechazo de sistemas de osmosis inversa en humedales de Tratamiento

Mario Olmos-Marquez*, Cecilia Sáenz-Uribe*, Jesús Ochoa-Riveros**, Ma.Teresa Alarcón-Herrera***

*Facultad de Zootecnia y Ecología, Universidad Autónoma de Chihuahua, Perif. Francisco R. Almada Km. 1, Col. Zootecnia, Chihuahua, Chih., México.

**Centro Experimental La Campana, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Cd. Aldama, Chih., México.

***Departamento de Medio Ambiente y Energías Renovables, Centro de Investigación en Materiales Avanzados SC Unidad Durango, C. CIMAV # 110, Ejido Arroyo Seco, Durango, Dgo., México.

Resumen

La remoción de arsénico (As) del agua de rechazo del proceso de osmosis inversa se ha convertido en una temática de alta importancia dada la gran cantidad de plantas actualmente operando en México. Se presentan los resultados del estudio piloto para remover el As del agua de rechazo utilizando un sistema de humedales de tratamiento integrado por dos humedales construidos, plantados con *S. americanus* y *E. macrostacya*. El sistema de humedales se alimentó con el agua de rechazo, con un flujo promedio de 600Ld^{-1} y una concentración de As promedio de 241mgL^{-1} . Después de 7 meses de experimentación se obtuvieron eficiencias de remoción de As entre 43 y 86% para H1 y de 35% a 79% para H2. Las dos especies de plantas se desarrollaron de manera normal a pesar de los altos valores de conductividad eléctrica (CE) a la entrada de los humedales en el rango de los 3584 a $5455\mu\text{s cm}^{-1}$.

Palabras Clave:

Arsénico, Osmosis Inversa, Agua Rechazo, Humedales de Tratamiento

INTRODUCCIÓN

Las tecnologías de membranas para el tratamiento del agua producen cantidades significativas de agua de rechazo con concentraciones elevadas de metales, nutrientes e iones inorgánicos. Los métodos comunes de eliminación para el agua de rechazo de ósmosis inversa (OI), incluyen la descarga oceánica a aguas costeras y la inyección de pozos profundos o estanques de evaporación tierra adentro. Las estrictas normas de calidad del agua pueden prohibir aún más la eliminación directa y exigirán un tratamiento extenso antes de su eliminación (Chakraborti et al., 2015). Los humedales de tratamiento se han utilizado durante décadas para tratar contaminantes convencionales de aguas residuales (Kadlec y Wallace, 2009), pero solo recientemente han sido probados a escala experimental, para el tratamiento de agua de rechazo de sistemas de ósmosis inversa (SOI) (Chakraborti et al., 2015; Pérez-González et al., 2012) y para su reutilización beneficiosa (Bays et al., 2007). El objetivo de este estudio fue implementar un sistema piloto de humedales construidos utilizando la fitorremediación como una tecnología alternativa para remover el arsénico del agua de rechazo de un sistema de osmosis inversa, a un bajo costo, esto para proveer a la población local de agua de calidad para su reuso, limitar la contaminación ambiental por la mala disposición de los residuos, y cumplir con los parámetros establecidos en la normatividad mexicana.

MATERIALES Y METODOS

Área de estudio

Para la selección del área de estudio, se realizó un análisis estadístico de las concentraciones de As encontradas en análisis de agua subterránea realizados a los diferentes municipios del estado de Chihuahua, utilizando una base de datos de 10 años proporcionada por el organismos operador del agua. También se realizaron visitas físicas a los municipios más afectados para identificar posibles instalaciones factibles para la implementación del sistema piloto.

Diseño del experimento

Previo al experimento se realizó un muestreo diario durante una semana del agua de entrada y salida del sistema de osmosis inversa localizado en una escuela del municipio de Julimes en el Estado de Chihuahua (28°25'25"N; 105°25'33"O). Las muestras recolectadas fueron analizadas por As total por medio de espectrofotometría de absorción atómica (ICP-MS). Así mismo se colocaron dos medidores de flujo a la entrada y salida del sistema para realizar mediciones diarias de los flujos de agua. Con la información obtenida de los análisis de laboratorio y mediciones de caudales se realizó el diseño del sistema de humedales.

Se realizó un experimento a nivel piloto durante un periodo de 7 meses, se utilizó un sistema de humedales de tratamiento de flujo subsuperficial instalado en un invernadero de 5.0 X 10.0m, conformado por dos humedales fabricados de fibra de vidrio de 4.5m de largo X 1.5m de ancho X 1.0m de alto. Los humedales se rellenaron con 2 medios de soporte, zeolita para H1 y arena limosa para H2, ambos fueron plantados con 12 grupos de *S. americanus* en la primer mitad del humedal con un promedio de 10 individuos por grupo y 12 grupos de *E. macrostachya* en la segunda mitad del humedal con un promedio de 50 individuos por grupo, la separación entre cada grupo de las dos especies de plantas fue de 0.30m por ambos lados.

Durante el experimento los humedales fueron alimentados en serie con el agua de rechazo generada por un sistema de osmosis inversa con una concentración de As promedio de 0.241mgL^{-1} , un flujo promedio de 600Ld^{-1} y un tiempo de retención hidráulica de 2d. El agua tratada por el sistema de humedales se utilizó para el riego de áreas verdes de la escuela y riego de un huerto familiar (Figura 1).

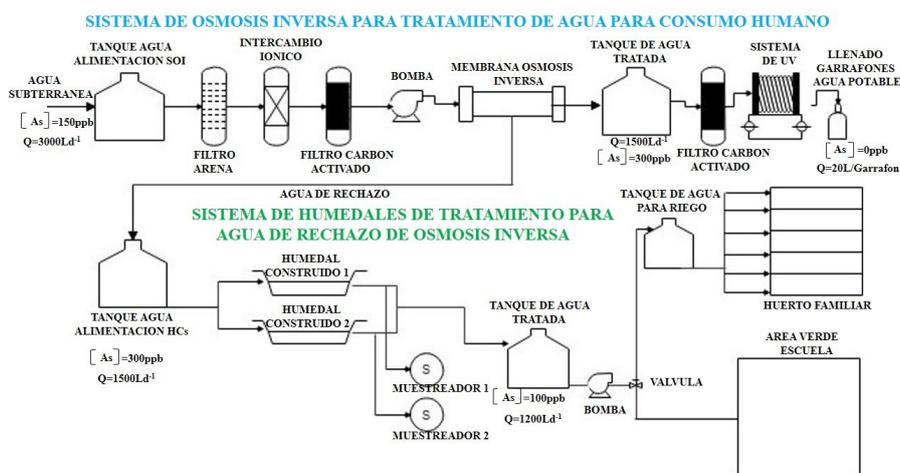


Figura 1.-Esquema de funcionamiento del sistema piloto de humedales construidos

Muestreo y análisis de agua, suelo y planta

Muestreo y análisis de As, pH y CE en agua

Durante todo el experimento se realizaron muestreos semanales del agua de entrada y salida de los humedales para su análisis de As total por medio de espectrofotometría de absorción atómica, utilizando un espectrofotómetro de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS), a estas muestras también se le midió el potencial hidrogeno (pH), conductividad eléctrica (CE) y temperatura ($T^{\circ}\text{C}$), utilizando un medidor multiparametrico portátil modelo Thermoscientific Marca Orion.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Los resultados de las concentraciones promedio de As total, pH, CE y T°C, en el agua de entrada y salida de los humedales, se muestran en la Tabla 1

Tabla 1.-Concentraciones mínimas, promedio y máximas de As total, CE y pH a la entrada y salida de H1 y H2

	As (mg L ⁻¹)			CE (μs cm ⁻¹)			pH		
	Min	Prom	Max	Min	Prom	Max	Min	Prom	Max
Entrada	0.106	0.241	0.306	1708	4036	4920	7.21	7.70	8.10
Salida H1	0.028	0.137	0.281	1870	3965	4839	7.18	7.64	8.10
Salida H2	0.045	0.158	0.284	1855	4071	4990	7.11	7.62	8.11

Durante los primeros tres meses del experimento se obtuvieron las mayores eficiencias de remoción de As en los dos humedales, con un 85% y 79%, conforme paso el tiempo dicha eficiencia disminuyó hasta 34% y 39% para H1 y H2 respectivamente. La baja capacidad del sistema para la remoción de As se puede deber a los altos valores de salinidad presentes en el agua, ocasionando una alta presión osmótica a nivel de raíz de la planta que le impide la capacidad de retención de As en la misma.

Los valores de CE a la entrada de los humedales muestran una alta concentración de iones disueltos a lo largo del experimento, dichos valores son característicos de aguas de rechazo de osmosis inversa, a la salida de los humedales se puede observar un incremento de la CE, generado por la pérdida de agua ocasionado por la evapotranspiración de las plantas en el humedal. Una opción para disminuir la CE del agua de entrada de los humedales sería realizar una dilución del agua de rechazo del sistema de osmosis inversa, con el efluente de un sistema de tratamiento primario o secundario de aguas residuales municipales, para disminuir los altos valores de conductividad eléctrica. En lo que respecta a los valores de pH obtenidos se pueden observar valores alcalinos, así mismo se presenta una disminución de este parámetro a la salida de los 2 humedales, lo cual se puede deber a los exudados ácidos generados por las raíces de las plantas.

Durante todo el experimento se realizaron observaciones cualitativas del estado de las plantas en los humedales. Las plantas no mostraron indicios de mortalidad o lesiones o estrés, incluyendo el oscurecimiento de las puntas, la necrosis de brotes, la pérdida de pigmento de los brotes u otros indicadores de mortalidad o lesión en las plantas. Se observaron características normales de floración y fructificación. (Figura 2).

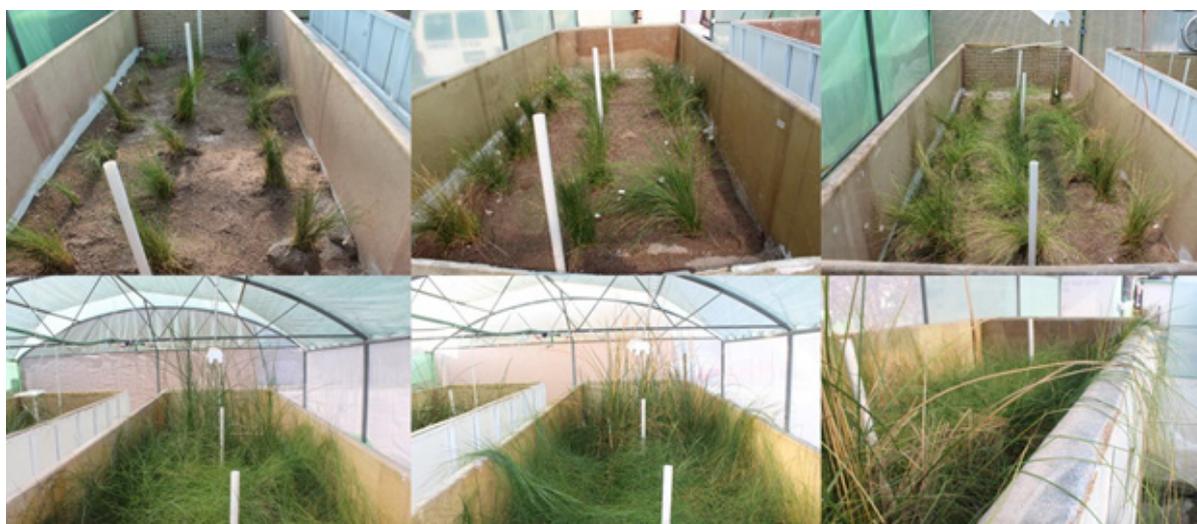


Figura 2.-Desarrollo de las dos especies de plantas durante el experimento

CONCLUSIONES

Los humedales construidos pueden ser una alternativa viable para la remoción de As del agua de rechazo de los sistemas de osmosis inversa, sin embargo es necesario realizar pruebas con los humedales en serie o realizar una dilución con agua residual tratada. *S. americanus* y *E. mactrostachya* son tolerantes a altas concentraciones de salinidad, sin embargo disminuye su capacidad de remoción de As a nivel de raíz.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo de investigación fue realizado gracias al financiamiento del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), como parte de la Convocatoria Atención a Problemas Nacionales 2014. Proyecto No PDCPN-2014-248102 y al soporte técnico y de infraestructura proporcionado por la Junta Central de Agua y Saneamiento del Estado de Chihuahua (JCAS) y la Secretaría de Educación Pública (SEP).

REFERENCIAS

- Chakraborti R. K., Bays J.S., Ng T., Balderrama L., Kirsch T. 2015. A pilot study of a subsurface-flow constructed wetland treating membrane concentrate produced from reclaimed water. *Water Sci Technol.* 72(2): 260-8.
- Bays, J., P. Frank, K. Ortega (2007). "Oxnard's Membrane Concentrate Pilot Wetlands Project". In: *Proceedings 2007 Water Reuse Symposium (Session A-5)*, Tampa FL., 2007.
- Kadlec, R.H., S. Wallace (2009). *Treatment Wetlands*, 2nd Ed. CRC Press. Boca Raton, FL
- Perez-Gonzalez, A., M. Urtiaga, R. Ibanez, I. Ortiz (2012). "State of the art and review on the treatment technologies of water reverse osmosis concentrates", *Water Res.*, 46, 267-283.

Humedales construidos para el saneamiento en la comunidad campesina de Haparquilla, Cusco, Perú

Diego Suero*, Rosario Pastor**, Rosa Miglio*, Malibet Saca***

* Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM), Lima, Perú

**UNESCO Chair on Sustainability, Universitat Politècnica de Catalunya, (rosario.pastor@upc.edu)

*** Municipalidad de Anta, Cusco, Perú

Resumen

El proyecto tiene por finalidad el fortalecimiento de capacidades locales y el desarrollo de trabajos de investigación para promover el saneamiento descentralizado mediante el uso de humedales construidos en el ámbito rural de la provincia de Anta. En ese contexto se han realizado dos actuaciones: (i) Humedal construido para el tratamiento de aguas residuales de los servicios higiénicos de la Institución educativa 50106 de Haparquilla, (ii) Humedal construido para el tratamiento de aguas residuales de los servicios higiénicos de la plaza pública de la comunidad de Haparquilla. Ambos proyectos han contado con la participación activa de la población, la Oficina de Gestión Ambiental de la Municipalidad de Anta y la financiación de la Diputación de Barcelona y “*Young Water Solutions*”.

Palabras Clave:

Saneamiento, tratamiento de aguas residuales, humedales construidos, comunidad campesina.

INTRODUCCIÓN

En 2017 se inició una propuesta de saneamiento descentralizado en la comunidad de Haparquilla que busca solucionar problemas de saneamiento de forma efectiva y la realización de investigaciones que den las bases para la validación científica y normativa para los humedales construidos en el ámbito rural de Perú.

La propuesta de saneamiento desarrollada es integral en la medida que contempla los siguientes aspectos:

- Educación: A través de talleres de educación ambiental y sanitaria para la población educativa y público en general.
- Saneamiento: Solución a problemas de tratamiento de aguas residuales.
- Reuso de agua residual tratada: Para el riego de plantas ornamentales y especies forestales.
- Mejora del espacio público de Haparquilla.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diagnostico participativo de solución al saneamiento de espacios públicos en Haparquilla

Se realizaron visitas técnicas para la identificación de los principales problemas asociados al saneamiento y como resultado se priorizó la intervención de la I.E. 50106 de Haparquilla y los servicios higiénicos de la plaza de Haparquilla.



Figura 1a. Servicios higiénicos sin funcionamiento en la I.E. 50106



Figura 1b. Letrina provisional y S.H. de la plaza de Haparquilla.

Diseño de sistemas de tratamiento

Para esta fase se realizaron reuniones participativas con la población con la finalidad que formen parte del proceso de diseño. En la Tabla 1 se presentan las principales características de los sistemas de tratamiento para cada proyecto.

Tabla 1. Características generales de los sistemas de tratamiento de agua residual en ambos proyectos.

Tratamiento	Variable	Escuela I.E. 50106	Plaza de Comunidad Campesina
Tratamiento primario: Biodigestor pre-fabricado "Rotoplas"	Caudal ingreso sistema (l/d)	1456	1360
	Número de unidades	2	4
	Capacidad de unidades	1300 litros	3 de 1300 litros y 1 de 600 litros
Tratamiento secundario: Humedal construido de tipo subsuperficial horizontal	Número de unidades	1	1
	Máxima carga orgánica (gDBO/m ² *día)	10	10
	Largo (m)	6	6
	Ancho (m)	4	4
	Altura (m)	0.7	0.8
	Vegetación utilizada	<i>Schoenoplectus californicus</i>	<i>Schoenoplectus californicus</i>

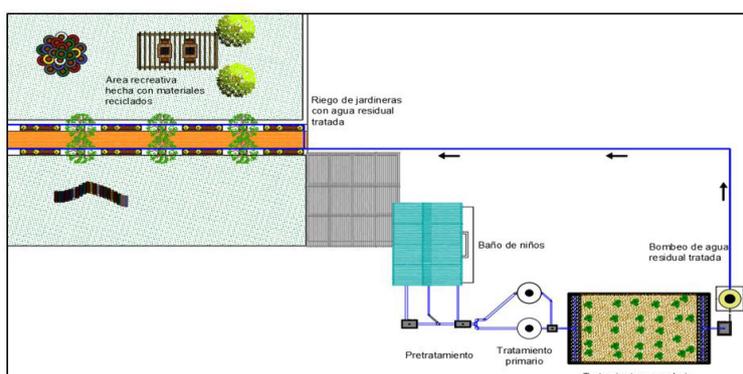


Figura 2. Principales componentes en el proyecto de la I.E. 50106 de Haparquilla

Proceso constructivo

El proceso constructivo también se realizó de forma participativa con la comunidad de Haparquilla, quienes aportaron con la mano de obra. El maestro de obra de la comunidad fue capacitado para la construcción de las celdas de los humedales.

En las Figuras 3 y 4 se presenta el proceso constructivo y resultado respectivamente.



Figura 3a. Trabajo comunitario en la I.E.50106 para la construcción del humedal construido.



Figura 3b. Firma del acta de compromiso por parte de la junta directiva para el inicio del proyecto en la plaza.



Figura 4a. Humedal construido de tipo subsuperficial horizontal en la I.E. 50106.



Figura 4b. Riego de ornamentales con agua residual tratada en la I.E. 50106

Operación, mantenimiento y monitoreo

Para la operación y mantenimiento se cuenta con un operador el cual realizará las siguientes actividades: mediciones de caudales, retiro de sólidos en pretratamiento, mantenimiento de biodigestores y humedales.

Como parte de dos investigaciones actualmente en desarrollo se realizará el monitoreo de afluente y efluentes controlando los principales parámetros de calidad de agua residual.

RESULTADOS

Se han rehabilitado los servicios higiénicos de la I.E. 50106, se ha construido un sistema para el tratamiento de aguas residuales generadas en el baño y se está reutilizando el agua residual tratada para el riego de ornamentales que mejoren el área recreativa de la institución educativa.

En un primer análisis de los afluentes y efluentes del humedal artificial en la I.E. 50106 de Haparquilla, realizado un mes después de iniciado el funcionamiento del sistema, se obtuvieron los resultados presentados en la Tabla 2.

Tabla 2. Calidad de agua residual en la entrada y salida del humedal horizontal en la I.E 50106.

Parámetro	Unidad	Entrada	Salida
DBO ₅	mg/L	30.99	23.84
Sólidos totales en suspensión	mg/L	9.5	<4
Coliformes fecales	NMP/100 ml	5.40E+06	1.30E+04

Se ha elaborado material educativo para los estudiantes de la I.E. 50106 y se han realizado talleres para sensibilización en temas de agua y saneamiento a estudiantes y padres de familia.

Se ha realizado el diseño del proyecto de rehabilitación del baño de la plaza de Haparquilla y la construcción de un sistema de tratamiento de aguas residuales mediante humedales construidos.

Se han iniciado trabajos de investigación con alumnos e investigadores de la Universidad San Antonio Abad del Cusco y la Universidad Nacional Agraria la Molina.

CONCLUSIONES

Los humedales construidos suponen una alternativa de saneamiento adecuada para comunidades campesinas con características similares a las identificadas en la Comunidad Campesina de Haparquilla, en donde la baja densidad de ocupación del espacio hace ideal un trabajo descentralizado a nivel de casas o barrios.

Los humedales construidos brindan la oportunidad de incorporar las tecnologías de saneamiento al paisaje de la comunidad en vez de ser un elemento que lo perturbe. De esta misma forma el aprovechamiento de las aguas residuales tratadas permite el mejoramiento del espacio público a través de su uso en el riego de ornamentales y especies forestales.

AGRADECIMIENTOS

A la Diputación de Barcelona por la subvención del proyecto: “Fortalecimiento de capacidades técnicas locales para la mejora del servicio de agua y saneamiento en Izcuchaca, Perú”.

Al grupo de voluntarios de Cusco, quienes participaron en la construcción del proyecto de la I.E. 50106.

A Young Water Solutions y Aquafin por la capacitación brindada y la subvención del proyecto: “Artificial Wetlands in Haparquilla Square”.

REFERENCIAS

- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L., & Andrade, M. 2010. Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Centro Andina para la Gestión y Uso del agua.
- Nina, R. 2015. Evaluación de biodigestores de polietileno Rotoplast en el tratamiento de aguas residuales domésticas y propuesta de diseño de biofiltro en la comunidad de Oquebamba – Espinar. Universidad Nacional del Altiplano - Puno.
- Hoffman, H; Platzer, C; Winker, M. 2011. Revisión técnica de humedales artificiales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas grises y aguas domésticas. Agencia de Cooperación Internacional de Alemania – GIZ.

Evaluación del comportamiento de un sistema de tratamiento a escala real con diferentes tipos de humedales para el tratamiento de aguas residuales domésticas bajo condiciones tropicales

Diego Paredes Cuervo*

* Grupo de Investigación en Agua y Saneamiento-GIAS, Universidad Tecnológica de Pereira, UTP La Julita, Pereira, Colombia

(E-mail: diparede@utp.edu.co)

Resumen

Una de las limitantes que ha tenido el uso sistemas naturales para el tratamiento de aguas residuales, en especial humedales construidos, está asociado al requerimiento de área. En el eje cafetero de Colombia se ha estado trabajando en la configuración de trenes de tratamiento que incluyen, además de humedales de diferentes configuraciones, unidades de pretratamiento que permitan alcanzar altas remociones de contaminantes con bajos requerimientos de área. En este trabajo se reportan los resultados obtenidos en un sistema de tratamiento conformado por tanque séptico, filtro anaerobio, humedal de flujo vertical y humedal de flujo horizontal. El agua residual tratada se conecta, por medio de infiltración subsuperficial a un pequeño humedal natural existente. El agua residual proviene del sistema sanitario de una fábrica dedicada a la manufactura de transformadores eléctricos, en el cual laboran aproximadamente 200 empleados y trata solo el agua residual de origen doméstico generada en la fábrica. Se evaluaron las diferentes unidades de tratamiento en términos de materia orgánica y sólidos en suspensión, encontrando que la eficiencia global del sistema es superior al 95% en todos los parámetros evaluados.

Palabras Clave:

Sistemas híbridos, humedal construido, agua residual doméstica.

INTRODUCCIÓN

La contaminación de las fuentes hídricas causadas por las diferentes actividades humanas, es uno de los mayores problemas ambientales a los que se ven involucrados los países de todo el mundo, especialmente en zonas como Latinoamérica, donde se presenta una inadecuada disposición de vertimientos como las aguas residuales domésticas e industriales, la explotación minera, procesos erosivos y de deforestación, la contaminación relacionada por escurrimiento superficial y el poco o inexistente manejo de los residuos sólidos y sus lixiviados (Galvis, 2009).

Los humedales construidos se han convertido en una alternativa viable para tratar los residuos líquidos, tratando de “imitar” las complejas relaciones y reacciones que se dan en este tipo de ecosistemas (Arias y Brix, 2003). Diferentes autores han señalado que la combinación de diferentes configuraciones de humedales permite aumentar la eficiencia de los procesos de remoción con un beneficio adicional de reducción de áreas. Muchos de los trabajos que se han realizado en este sentido se han desarrollado a escala laboratorio o pequeña escala, pero pocos se han hecho a escala real.

MATERIALES Y MÉTODOS

La planta de tratamiento es responsable del manejo de las aguas residuales sanitarias e industriales (WW) generadas por Magnetron SAS, una compañía que produce transformadores eléctricos y su planta 2 está ubicada en zona rural del municipio de Pereira. Según la Clasificación climática de Köppen, el área pertenece al subtipo "Af" (clima de selva tropical), con una temperatura media anual de 23.9 ° C y una precipitación media anual de 1838 mm, que varían mínimamente a lo largo del año. La planta de tratamiento sanitario consta de un par de tanques sépticos y un par de filtros anaeróbicos que realizan el tratamiento primario. El tratamiento secundario es manejado por un par de humedales verticales de flujo subsuperficial (VSSF) y humedales horizontales de flujo subsuperficial (HSSF), trabajando en paralelo. El efluente se libera en el suelo y alimenta a un humedal natural existente. Se

puede ver un esquema de la planta de tratamiento sanitario en la Figura 1. El tratamiento industrial WW consiste en una trampa de grasas y un humedal evaporativo de un área de 90 m², que no produce efluentes que es independiente del sistema de aguas residuales domésticas. La fábrica y el sistema de tratamiento fueron construidos en 2015.

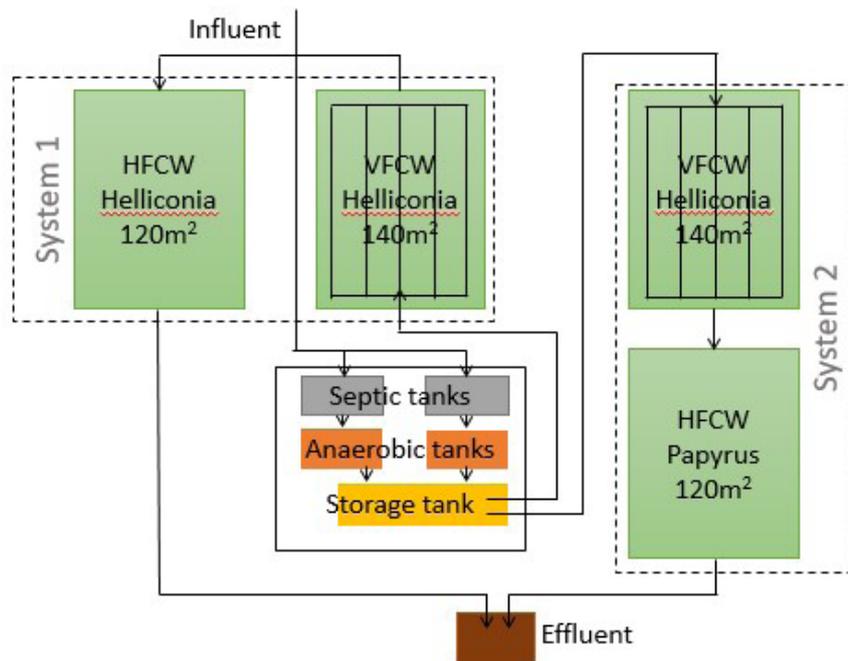


Figura 1. Representación gráfica del sistema de tratamiento.

La fábrica emplea a unas 200 personas que, de acuerdo con los datos de consumo de agua proporcionados por la empresa, usan 4.93 m³/d en promedio, siendo el consumo humano el principal uso ya que el uso industrial es mínimo (menos de 4 m³/mes). El consumo per cápita es de 25 l/trabajador/día.

Los sistemas de humedales constan de dos VSSF_W seguidos de dos HSSF_W, que funcionan en paralelo. Los VSSF_W están diseñados de forma idéntica en ambos sistemas, con un área de 140 m² cada uno y una profundidad de lecho de 1 m, utilizando la planta tropical *Heliconia psittacorum* como vegetación. El material base es grueso y consiste en grava media con una porosidad estimada de 0.4. Los HSSF_W usan la misma base de grava, tienen un área de 120 m² y una profundidad de lecho de 0.75 m, lo que les da una capacidad de 36 m³ por humedal, un tiempo de residencia de 7.3 días y una tasa de carga hidráulica de 41.0 mm / d. Están diseñados de forma idéntica, excepto por la vegetación utilizada; HSSF_W en el sistema 1 contiene *H. psittacorum*, mientras que HSSF_W en el sistema 2 contiene *Cyperus papyrus*.

RESULTADOS

En la Tabla 1 se muestran los resultados de los ensayos determinados en campo y en laboratorio para las muestras recolectadas en los diferentes efluentes del sistema de tratamiento. Los resultados corresponden a los valores promedio obtenidos, para cuatro (4) eventos de muestreo, durante un periodo de dos (2) meses.

Tabla 1. Resultados análisis de laboratorio PTAR Magnetrom

Parámetro	DBO5	DQO	TKN	TP	pH	Conduct.
Localización	mgO2/L	mgO2/L	mgN/L	mgP/L	unid	iS/cm
Afluente	611±200	2532±1000	135±35,1	15,39±4,1	7,84	1910±300
Efluente anaerobio	67,5±14,5	109,3±34,1	132,5±46,7	15,19±3,9	7,82	1856±511
Efluente VSSF1	23,5±10,1	59,0±13,3	91,6±27,0	11,00±2,3	7,51	1365±365
Efluente HSSF1	12,5±8,0	41,8±5,5	83,1±18,0	10,11±2,0	7,32	1157±231
Efluente HSSF2	12,6±8,0	40,1±9,5	79,7±27,3	6,96±2,6	7,18	1024±291
Humedal Natural	-	20,0±2,8	1,2±0,8	0,33±0,1	6,03	213±72

Como puede apreciarse en la Tabla 1, el sistema de tratamiento es altamente eficiente para la remoción de materia orgánica, con eficiencias superiores al 98% en DBO5 y DQO, mientras que se remueve poco más del 40% en Nitrógeno y fósforo. Analizando en detalle se puede apreciar que la remoción de materia orgánica se presenta principalmente en el tratamiento anaerobio (Tanque séptico y filtro anaerobio de flujo ascendente), mientras que el nitrógeno y fósforo son removidos en el sistema de humedales.

Las remociones de nitrógeno no son las esperadas en términos de eficiencia, sin embargo en términos de carga removida como NTK en función del área estos valores corresponden a 1.45 g/m²/d para los humedales verticales y 0.42 g/m²/d para los humedales horizontales, los cuales se encuentran dentro de los rangos o valores reportados por diferentes autores.

CONCLUSIONES

Se ha demostrado que los sistemas de humedales de flujo subsuperficial híbrido son una valiosa adición a las plantas de tratamiento a pequeña escala como tratamiento secundario o terciario, eliminando una porción significativa de nitrógeno y fósforo que a menudo son difíciles de eliminar. Se encontró una nitrificación significativa en VSSF1, pero no se encontró evidencia de que una combinación de VSSF1 y HSSF1 mejore la remoción de nitrógeno. La observación del estanque cercano no reveló ninguna influencia de la planta de tratamiento en el entorno inmediato.

REFERENCIAS

- Arias, C.A.; Cabello, A.; Brix, H.; Johansen, N.H. 2003. Removal indicator bacteria from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland System. En: *Water Science and Technology* 48 (5), 35 – 41.
- Galvis, A. 2009. Proyecto centinela desarrollo de un sistema de alerta temprana. Boletín de noticias Agua y Saneamiento No. 29. Universidad del Valle. Instituto de Investigación y Desarrollo en Abastecimiento de Agua, Saneamiento Ambiental y Conservación del Recurso Hídrico (CINARA). ISSN 1692-5270. En: <http://cinara.univalle.edu.co/index.php?seccion=BOLETIN&tipo=bimestral>

TEMA 5

HUMEDALES CONSTRUIDOS EN ZONAS
ALTOANDINAS

Formación accidental de un humedal alto andino en un área de pastoreo de la comunidad campesina de Cordillera Blanca, Ancash-Perú

Ángel Mendoza*, Beatriz Fuentealba*

* Instituto de Montaña, Psje. Ricardo Palma # 100 – Huaraz, Ancash, Perú
(E-mail: amendu_3@hotmail.com; bfuentealba@mountain.org)

Resumen

A nivel mundial, cuando hay problemas de humedad del suelo generalmente se habla de la escasez de agua, sin embargo un exceso de agua y/o un inadecuado manejo del agua de riego podría afectar los ecosistemas naturales y a los usuarios de estos ecosistemas.

En la comunidad campesina Cordillera Blanca, en uno de sus pastizales se ha incrementado notoriamente la presencia de estas juncáceas, reduciendo el pasto disponible para su ganado, por lo que las autoridades locales están buscando alguna solución. Tomando en cuenta esto, el objetivo de nuestro estudio fue evaluar las causas del incremento de las juncáceas. Para ello se hicieron entrevistas en la comunidad para entender si hubo cambios en el manejo del pastizal recientemente. Además se hizo un diagnóstico ambiental zonificando el pastizal de acuerdo al tipo de vegetación que dominaba: *Juncus ebracteatus*, *Juncus arcticus* o pastos. Se evaluaron las siguientes características ambientales: composición y abundancia florística, profundidad y compactación del suelo, y cambios en el nivel de la napa freática (mensualmente), en 4 puntos para cada zona. También se hicieron tres calicatas para ver la estructura del suelo.

Los principales resultados encontrados son que ambas juncáceas (*J. ebracteatus* y *J. arcticus*) se encuentran en lugares donde el agua es más superficial (10cm), en comparación con las zonas dominadas por pastos (43.3cm). También se encontró una relación inversa significativa entre la profundidad del suelo y el nivel promedio de la napa freática ($R^2=0.53$) esto nos llevó a estudiar con más detalle el perfil del suelo, llegando a encontrar que en sitios con suelos profundos se encontró una capa de arcilla lo que reduce el drenaje del agua, inundando el suelo y generando un ambiente favorable para la formación de un humedal de manera accidental, en conjunción con el exceso de agua de riego inadecuado.

Palabras Clave:

Humedal, Juncáceas, *Juncus ebracteatus*, *J. arcticus*, Napa freática.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años, se ha discutido mucho acerca de los beneficios de crear humedales en zonas altoandinas, como una forma de sembrar agua y asegurar la alimentación de fuentes subterráneas, y en especial, como sistemas para mejorar la calidad del agua. Sin embargo, es poco lo que se ha discutido sobre la creación artificial de este tipo de ecosistemas, debido a problemas de exceso de agua y/o un inadecuado manejo del agua de riego, lo que podría afectar los ecosistemas naturales, y a los usuarios de estos ecosistemas.

En suelos inundados, el movimiento del oxígeno es muy lento, por lo que las especies que no están adaptadas a esas condiciones ven afectada, a nivel radicular, tanto su respiración como la absorción de agua y nutrientes. El reflejo de esto, en el corto plazo, es que se reduce la productividad, mientras que a largo plazo puede aumentar la tasa de mortalidad, y disminuir la cobertura de dichas especies (Otondo, y otros, 2014). Mientras que, las especies bien adaptadas a estos suelos inundados podrán aumentar su abundancia.

La mayoría de las especies de la familia Juncaceae son plantas perennes, que están adaptadas para crecer en suelos húmedos o anegados, y se reproducen mediante rizomas estoloníferos. Dos especies importantes para este trabajo son: *Juncus ebracteatus* (conocida localmente como “ututillo”), que se distribuye en los Andes de Perú y Bolivia, entre los 3550 – 4100 msnm, aunque en México se ha encontrado en zonas más bajas (entre 1800 – 3200 m.s.n.m.), y *J. arcticus* (conocida localmente como “ututo”), que se distribuye desde la región central de México hasta la Patagonia, entre los 2300 - 4000 m.s.n.m. (Balslev & Duno de Estefano, 2015).

Como un ejemplo de la formación accidental de un humedal, y sus consecuencias para la población local, a continuación se muestra el caso del pastizal de Acocancha, donde en los últimos años, se ha incrementado la presencia de las dos juncáceas mencionadas, y se ha reducido el pasto disponible para el ganado. Por ello, el objetivo fue evaluar las causas del incremento de las juncáceas, y formación accidental de un humedal, en el pastizal de Acocancha, en la Comunidad Campesina Cordillera Blanca, Ancash, Perú.

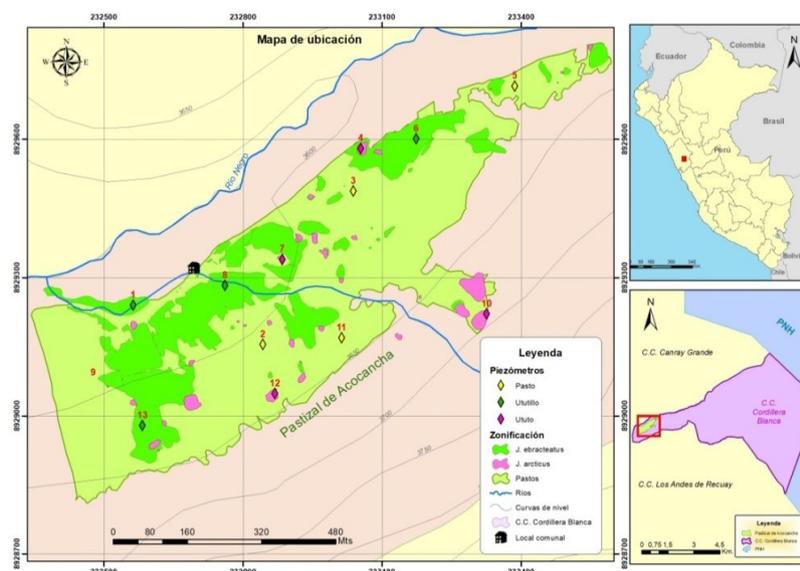


Figura 1: Mapa de ubicación y zonificación del pastizal de Acocancha, de acuerdo al tipo de vegetación presente. Se indica también la distribución de los puntos de evaluación.

Para entender las causas del incremento de las juncáceas, se hicieron entrevistas a los pastores del ganado de la comunidad, y a varios miembros de la comunidad, para identificar los principales cambios en el manejo del pastizal, en los últimos 20 años. Asimismo, entre marzo y diciembre del 2017 se hizo un diagnóstico ambiental, primero zonificando el pastizal de acuerdo al tipo de vegetación que dominaba (*Juncus ebracteatus*, *Juncus arcticus*, o pastos), usando un GPS Garmin (Fig. 1). Posteriormente, se establecieron 12 puntos de evaluación (Fig. 1), de manera tal, que se tuvieran 4 puntos para cada tipo de vegetación. En estos puntos se evaluaron las siguientes características ambientales:

- Composición y abundancia florística, usando el método del relevo de Parker, evaluando 100 puntos en transectos de 20 metros.
- Profundidad del suelo y compactación, usando un penetrómetro, se hizo la medición cada 20cm, usando de referencia el transecto de 20 metros.
- Cambios en el nivel de la napa freática, se instaló un piezómetro (tubo de PVC de 2” de diámetro y 1 metro de profundidad) en cada punto de evaluación del pastizal. El nivel de la napa freática en cada piezómetro fue medido mensualmente entre marzo y diciembre del 2017 para ver su comportamiento.
- También se hicieron tres calicatas de 50cm de profundidad, en puntos de evaluación elegidos, para ver la estructura del suelo. Esto, con ayuda de una pala derecha.

RESULTADOS

Zonificación del pastizal

En la Figura 1 se presenta el mapa de zonificación, diferenciando las áreas en que dominan cada tipo de vegetación: *Juncus ebracteatus*, *J. arcticus* y pastos. En el mapa se puede observar con claridad que

J. ebracteatus representa un problema mucho más grave, debido a que representa el 25.5% del área de Acochanca, en comparación con *J. arcticus*, que se encuentra a manera de parches y sólo representa el 2.1% del área.

Nivel de la napa freática mensual por tipo de vegetación

En el diagnóstico ambiental encontramos que los puntos de evaluación ubicados en áreas dominados por las juncáceas (*J. ebracteatus* y *J. arcticus*) tuvieron la napa freática más superficial (10 cm, en promedio) que los puntos en que dominan los pastos (43.3cm, en promedio). Esto incluso durante los meses más secos (Junio a Octubre, Fig. 2).

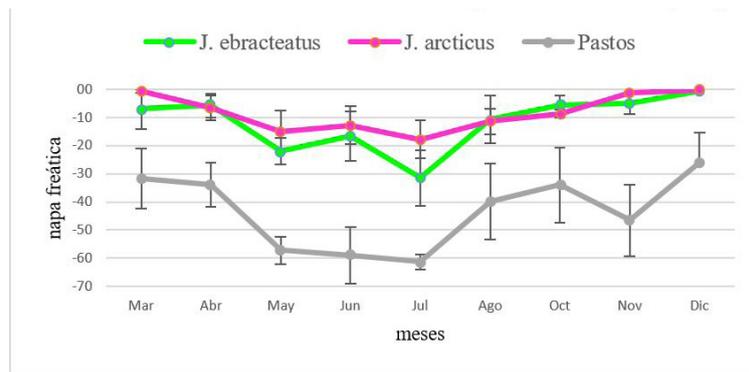


Figura 2. Se observa el nivel de napa freática mensual en el *J. ebracteatus*, el *J. arcticus* y pastos.

En la Figura 3 se puede observar que las zonas donde el nivel de la napa freática es más superficial, hay una mayor abundancia de Juncáceas, confirmando que el exceso de agua está favoreciendo a esta vegetación, típica de un humedal, desplazando a las gramíneas que son el principal sustento para el ganado.

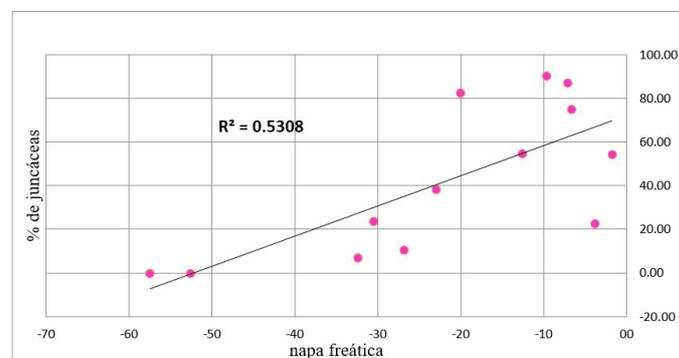


Figura 3. Porcentaje de Juncáceas en comparación con el nivel de napa freática.

Finalmente se encontró una relación inversa entre la profundidad del suelo y el nivel promedio de la napa freática ($R^2=0.53$). Esto nos llevó a estudiar con más detalle el perfil del suelo, encontrando una capa de arcilla a 40 cm de profundidad, que parece explicar el mal drenaje del suelo, y el hecho que en algunos puntos el agua se acumule lo suficiente como para favorecer el desarrollo de estas juncáceas.

DISCUSIÓN

Los beneficios de la creación artificial de humedales, no se pueden discutir. Sin embargo, no siempre esta creación ocurre de manera intencional, por lo que es importante aprovechar el conocimiento generado alrededor de los humedales artificiales, también para dar alternativas ante situaciones como esta, en que el cambio está perjudicando a la comunidad local.

CONCLUSIONES

El presente trabajo muestra cómo se viene formando un humedal de manera accidental en una zona de pastizal, por la conjunción de factores como exceso de agua por riego inadecuado en suelos que presentan una capa de arcillas que reduce el drenaje del agua. Entendidas las causas de la problemática, necesitamos ahora dar alternativas a la comunidad para que recupere parte de las áreas de pastoreo para sus animales.

AGRADECIMIENTOS

De modo muy especial a Vicente Salvador y Delia miembros del Comité de Investigación Agropecuario Local, Eusebio y Julia pastores de la comunidad; por su tiempo y apoyo en la investigación.

REFERENCIAS

- Balslev, H., & Duno de Estefano, R. (2015). *La familia juncáceae en México*. Yucatan: Centro de Investigación Científica de Yucatán.
- Otondo, J., Melani, E., Casal, A., Coria, J., Martinefsky, M., & Némoz, J. (2014). *Las inundaciones, los pastizales y los suelos*. Obtenido de Decision ganadera: <http://decisionganadera.com.ar/wp-content/uploads/2014/12/INTA-Inundaciones-pastizales-suelos-Cuenca-del-Salado.pdf>

Implementación de humedales artificiales de flujo subterráneo horizontal para tratamiento de aguas residuales domésticas en el altiplano norte de La Paz Bolivia

Edwin Guarachi * y Exalto Mamani *

* Carrera de Ingeniería Agronómica, Universidad Pública de El Alto, Av. Juan Pablo II s/n, La Paz, Bolivia.
(E-mail: guarachi_egl_01@hotmail.com)

Resumen

El presente trabajo de investigación fue realizado, en la Centro Experimental de Kallutaca de la Universidad Pública de El Alto, municipio de Laja del departamento de La Paz. Con el objetivo de conocer la eficiencia del sistema de tratamiento de agua residual mediante la implementación de Humedales Artificiales, para este propósito se implementó una batería de Cuatro Humedales artificiales como primera etapa. Para tal efecto, se realizaron: análisis de los parámetros físicos, químicos y biológicos del afluente y efluentes; en la primera etapa del tratamiento previo proceso de estabilización, o aclimatación y con el complemento segunda etapa de Tratamiento con Biofiltro. En la Implementación de Humedales Artificiales se determinó tiempos de retención de 5 a 10 día de permanencia en el humedal. Las tasas de remoción de los contaminantes y parámetros evaluados (Sólidos Sedimentables, Sólidos Disueltos, Sólidos Suspendidos, Sólidos Totales, Calcio, Magnesio, Sodio, Amonio, Cloruro, Fosforo total, DQO, DBO5, Coliformes Fecales, Coliformes Totales) son significativas en el caso del tratamiento de 10 días de retención. El sistema de tratamiento de agua residual tiene una eficiencia de depuración de la contaminación del agua residual y es eficiente en la remoción de materias orgánicas y nutrientes. A partir de la implementación de estos sistemas es posible la descontaminación de agua residual para su reúso para riego.

Palabras Clave:

Humedal Artificial; Agua Residual.

INTRODUCCIÓN

La falta de tratamiento de aguas residuales en países subdesarrollados afecta a la población y llega a ser un problema de salud que afecta al medio ambiente y el ecosistema.

Los altos costos de construcción, operación y mantenimiento de las plantas convencionales, actualmente en Bolivia varios municipios rurales no cuentan con plantas de tratamiento de aguas residuales.

Por esta razón para realizar el tratamiento de aguas residuales en zonas rurales, ha cobrado importancia, el uso de sistemas ecológicos de tratamiento, entre ellos los humedales artificiales, que son sistemas de bajo costo, altamente eficientes en la remoción de contaminantes y fácilmente adaptables a los ecosistemas naturales.

El objetivo de este estudio evaluar el Humedad Artificial con la implementación de Totorá (*Scirpus sp.*) en condiciones de Altiplano.

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente trabajo de investigación se realizó en la Estación Experimental de Kallutaca dependiente de la Universidad Pública de El Alto, municipio de Laja, Provincia Los Andes del Departamento de La Paz. distante a 26 km de la Ciudad de La Paz. Se presenta un la Figura 1. El croquis del área de estudio.

Los materiales empleados; materiales de campo para el muestreo, escritorio, material vegetal (*Totorá Scirpus sp.*).

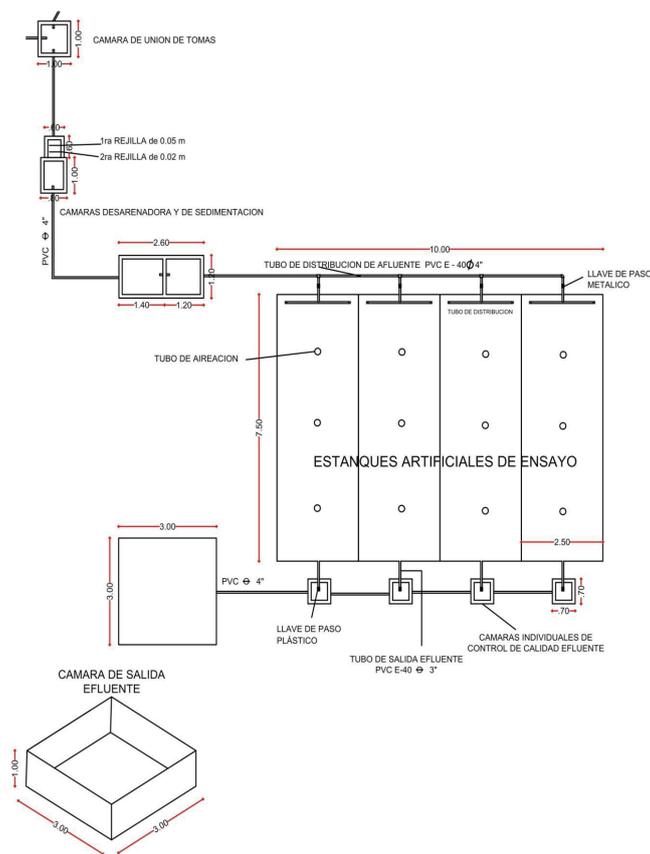


Figura 1. Esquema de distribución del tren de tratamiento y la implementación del Humedal Artificial.

La metodología, es de dos tiempos de tratamiento 5 y 10 días de permanencia en los Humedales artificiales. El muestro del agua residual en el afluente como To (Tratamiento Inicial) y T5 (tratamiento 5 días) a T10 (tratamiento 10 días) que corresponden a días de permanencia, luego los resultados del análisis obtenido por laboratorio, se compararon con los límites permisibles de la clasificación de aguas, estipulado por el RMCH de la Ley 1333 de Medio Ambiente, de acuerdo a políticas ambientales vigentes en Bolivia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Parámetros de evaluación (Físico químicos y biológicos)

Durante el tiempo de funcionamiento el sistema de tratamiento de agua residual, el caudal diario del afluente vario entre (0.1 l/s a 0.12 l/s) entre horas de la mañana 8 a 11, el caudal del efluente tiene un promedio de (1l/s).

Tabla 1. Parámetros evaluados en la Implementación de humedales Artificiales con dos tratamientos.

PARAMETROS EVALUADOS	TRATAMIENTO		
	T INICIAL	T (5DIAS)	T (10 DIAS)
PH	8,4	7,6	7,6
Sólidos Sedimentables (ml/l)	0,4	0,1	0,1
Sólidos Disueltos (ml/l)	696	636	670
Sólidos Suspendidos (ml/l)	12	1	1
Sólidos Totales (ml/l)	708	637	671
Oxígeno Disuelto (ml/l)	0,2	0,1	0,1
Calcio (ml/l)	21,26	47,5	43,7
Magnesio (ml/l)	8,07	10,8	11,6
Sodio (ml/l)	144,2	148,1	142,5
Amonio (ml/l)	85,3	85,1	81,1
Cloruro (ml/l)	185,8	186,1	192,5
Fosforo total (ml/l)	9,6	7,6	6,1
DQO (ml/l)	310	177	93
DBO5 (ml/l)	233	63	36
Parámetros Biológicos			
Coliformes Fecales (UFC / 100 ml)	72000	63000	4500
Coliformes Totales (UFC / 100 ml)	81000	72000	6300

pH. Se establece como valores admisibles de pH a los comprendidos entre 6 a 9. Quipuzco (2001), indica que el comportamiento de dos pantanos artificiales instalados en serie con *Phragmites australis* oscilan el pH entre 7,1 a 7,24.

Demanda Química de Oxígeno (DQO). La eficiencia en la remoción de este parámetro es muy notoria. Según Andreo (2014), señala en una evaluación y diseño de un humedal construido para la depuración de aguas residuales domésticas, que no debe superarse una DQO de 125 mg/l, o conseguir un porcentaje de reducción del 75 %.

Coliformes Fecales. Presenta una reducción notoria. Mamani (2012), indica en su trabajo de investigación del sistema de tratamiento de agua residual urbano por rizofiltración la remoción de los coliformes fecales alcanzó porcentajes de 99,97% y 99,74%.

Coliformes Totales. Se registraron eficiencias bastante notorias en el T10 a favor. Otálora (2011), indica en el sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas mediante humedales artificiales en la Universidad Nacional de Colombia la eficiencia de remoción de coliformes totales obtuvo un promedio de 89%.

En el Reglamento en Materia de Contaminación Hídrica de Bolivia y la Ley de medio ambiente 1333, a los datos que se presentan en la Tabla 1 se evidencia que los valores están entre los Límites permisibles Clase D, que corresponde a agua para uso agrícola. En el caso del T10.

En el caso de Sólidos Sedimentables, Disuelto, Suspendidos y Totales, Calcio, Sodio, Amonio, Cloruros, Fosforo total, Sulfatos, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5), estos parámetros no cumplen con los criterios de calidad, según la normativa vigente (Ley 1333).

CONCLUSIONES

Las de remoción de los diferentes parámetro físicos, químicos y biológicos son significativos en el Tratamiento T10 que corresponde a 10 días de retención en el lecho del humedal en comparación del Tratamiento de T5.

La eficiencia de remoción de los coliformes fecales y totales en el sistema, cumple con los criterios de calidad que establece la norma en materia de vertimientos a un cuerpo de agua receptor, este es un parámetro muy importante de destacar.

El agua residual generada se puede recomendarse para su reúso en la agricultura al cumplir con la normativa ambiental, el presente trabajo de Investigación corresponde a una primera fase y puesto que se está trabajando se seguirá con las evaluaciones y la implementación de un Biofiltro como parte del tren de Tratamiento en condiciones de Altiplano.

AGRADECIMIENTOS

A la Institución SWISSCONTACT, que apoyo con la implementación de una Planta de Tratamiento de aguas residuales con Humedales Artificiales, donde; se desarrolló el presente trabajo de investigación.

REFERENCIAS

- Andreo D. 2014. *Evaluación y diseño de un humedal construido para la depuración de aguas residuales domésticas*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Murcia, pp. 185.
- Ley N° 1333. 1992. *Ley y Reglamento del Medio Ambiente*. Decreto Supremo N° 24176 (8 de dic. de 1995), RMCH (reglamento en materia de contaminación hídrica).
- Mamani S. 2012. *Sistema de rizofiltración para el tratamiento de agua residual urbana del distrito 7 de la ciudad de El Alto*. Tesis de Grado. Universidad Pública de El Alto. Carrera de Ingeniería Agronómica. La paz, Bolivia. 247 p.
- Otálora A. 2011. *Evaluación del sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas mediante humedales artificiales de alta tasa en la locación petrolera de caño Gandul*. Maestría en Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Química, Bogotá, pp. 39 - 43.
- Quipuzco L. 2001. *Evaluación del comportamiento de dos pantanos artificiales instalados en serie con Phragmites australis*. Para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Disponible en: www.Bvs.de.Opsomos.Org/bvsair/e/repindex/rep84/.../pantanos.pdf. Consultado 20 ago. 2017.
- UNALM 2008. (Universidad Nacional Agraria la Molina) *I Curso Básico de análisis de Agua, Suelos Agrícolas, Fertiriego, Hidroponía y Calidad de Alimentos*. MÓDULO 1: Análisis del Agua. TEMA 3: Los Parámetros Físicos y Químicos, pp. 29 - 49.

TEMA 6

ESTRATEGIAS DE DISEÑO Y OPERACIÓN DE
HUMEDALES CONSTRUIDOS

Two configurations of constructed wetlands applied for urban wastewater treatment in south of Brazil

Pablo H. Sezerino*, Victor Y. Fechine*, Mayara O. dos Santos*, Benny Z. Rousso*, Deborah Dotta Corrêa* and Catiane Pelissari*

* Decentralized Sanitation Research Group – GESAD, Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, Brazil.
(E-mail: pablo.sezerino@ufsc.br)

Abstract

The aim of this study was to evaluate the performance of two constructed wetlands configurations applied for urban wastewater treatment. The configuration 1 is a hybrid system composed by a vertical flow constructed wetland (VF) followed by a horizontal flow constructed wetland (HF). The configuration 2 is composed by a partially saturated vertical flow constructed wetland (SVF). The VF and SVF wetlands have a surface area of 7.5 m², and the HF wetland has a 16 m² surface area. All wetlands units were filled up with sand as bed media and were planted with *Typha domingensis*. The VF and SVF wetland were operated under an organic and hydraulic loading rate of 40 g COD m⁻² d⁻¹ and 67 mm d⁻¹, respectively, with feeding and rest cycles of 3.5 days (3 and 4 pulses per day). The global removal efficiencies were 97%, 75%, 91% and 96% for COD, TN, NH₄⁺-N and P-PO₄³⁻, respectively, for hybrid system (configuration 1), and 92%, 43%, 68% and 83% for COD, TN, NH₄⁺-N and P-PO₄³⁻, respectively, for SVF (configuration 2). Based on operational conditions, hybrid system operated under a total requirement of 9.5 m²/PE while the SVF demanded 3 m²/PE.

Key Words

Hybrid system; Partially saturated vertical flow constructed wetland; Treatment performance; m²/PE ratio.

INTRODUCTION

Hybrid constructed wetland systems are considered as a consolidated ecotechnology used worldwide for the treatment of many types of effluents. These systems combine different constructed wetlands (CW) units in series, being the combination of vertical flow constructed wetlands (VF) followed by horizontal flow constructed wetlands (HF) generally the most employed. Hybrid system allows a good performance removing organic matter, solids, and especially total nitrogen, due the combination and availability of aerobic and anoxic/anaerobic environments in the bed media of each unity (Vymazal, 2013). Despite the good treatment performance of hybrid systems, using two unities in series demands a big area requirement, which could hinder the implementation of these systems.

Nowadays, an operational strategy has being employed in the classical VF wetland to maximize the treatment performance, especially for nitrogen transformations. This strategy is known as partially saturated vertical flow constructed wetland (SVF), which is provided by a partial saturation bottom layer through the outlet level controller elevation, providing aerobic, anoxic/anaerobic environments in the same unit. This enhances total nitrogen removal (Pelissari et al., 2017). Based on this strategy, it is possible to obtain the same conditions as in the hybrid system, however in only one unity, demanding a smaller area with no additional energy.

In this way, the aim of this study was to evaluate two different configurations of constructed wetlands applied to urban wastewater treatment, highlighting the treatment performance and the m²/PE ratio requirements.

METHODOLOGY

The wastewater treatment plant is located in Florianópolis city, placed Southern Brazil (27°35'48" latitude; 48°32'57" longitude) on a region of subtropical climate and was implanted in June of 2015.. The urban wastewater was collected from the municipal sewer system, pumped to one septic tank, and afterwards to the two CW configurations (configurations 1 and 2) (Fig.1).

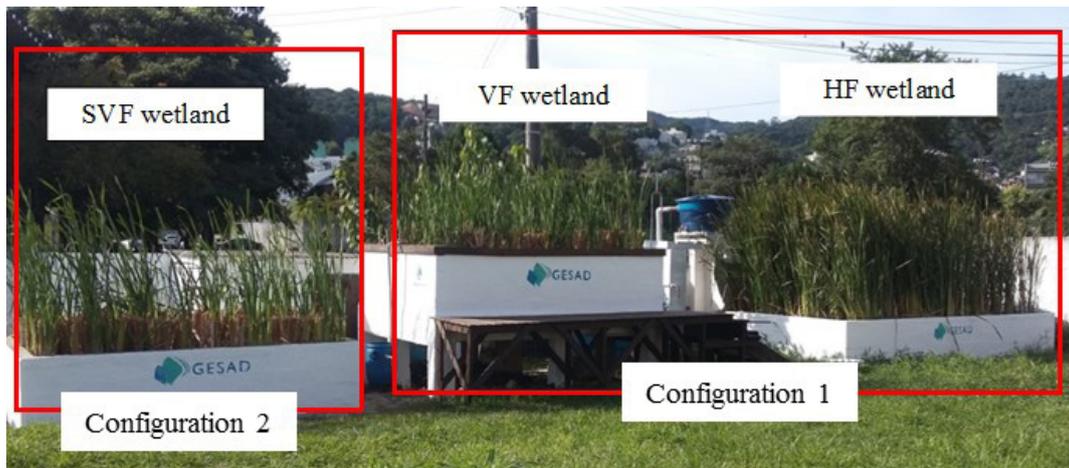


Figure 1. Wastewater treatment plant composed by configuration 1 (hybrid system: vertical flow (VF) followed by horizontal flow (HF) constructed wetland) and configuration 2 (partially saturated vertical (SVF) flow constructed wetland).

Both configurations were designed for 5 person equivalents (approximately 600 L d^{-1}). Configuration 1 is composed by a hybrid system, that means VF followed by HF wetlands, while the configuration 2 is constituted by SVF wetland. Both VF and SVF wetland have 7.5 m^2 of superficial area, and the HF wetland has 16 m^2 of superficial area. Bed media employed in all CW was coarse sand ($d_{10} = 0.21$ and $U = 5.10$), with gravel in the inlet and outlet of the CW. Both configurations were planted with *Typha domingensis*. VF and HF wetlands have 70 and 60 cm of height, respectively, while the SVF has 75 cm of height, with 40 cm (53% of total height) saturated.

During 2.5 years of monitoring (from June 2015 to November 2017), VF and SVF wetlands were operated under an average organic load rate (OLR) of $40 \text{ g COD m}^2 \text{ d}^{-1}$, as recommended by Sezerino et al. (2012), and an average hydraulic load rate (HLR) of 67 mm d^{-1} , with feeding and resting cycles of 3.5 days (3 and 4 pulses per day). In this way, considering the feeding and resting cycles and the sum of superficial area of VF and HF wetlands (totalizing 23.5 m^2), the configuration 1 was operated under a ratio of $9.4 \text{ m}^2/\text{PE}$, whereas the configuration 2 (SVF wetland with 7.5 m^2) was operated under a ratio $3.0 \text{ m}^2/\text{PE}$.

The conventional physicochemical data from influent and effluent samples from the all CW were determined twice a month. The parameters evaluated were pH, alkalinity, TSS, COD, NH_4^+-N , $\text{NO}_2^- -\text{N}$, $\text{NO}_3^- -\text{N}$, TN, and $\text{PO}_4^{3-} -\text{P}$. The analyses were executed following Cataldo et al. (1975), Vogel (1981) and APHA, (2005).

RESULTS AND DISCUSSION

In general, both CW configurations showed good treatment performance for all parameters (Table 1). The COD mean global removal efficiency of configuration 1 was $97 \pm 4 \%$. COD removal in the VF wetland ($86 \pm 11 \%$) was superior in comparison with HF wetland ($76 \pm 17 \%$). This fact is due to the higher OLR applied in the VF wetland, resulting in the remains of non-easily biodegradable compounds applied in the HF wetland. Meanwhile, the COD removal efficiency of SVF wetland was $92 \pm 6 \%$, which is a similar treatment performance compared with global efficiency of hybrid system from configuration 1.

Table 1. Average (\pm SD) concentrations of water quality parameters at the influent and effluent of the constructed wetlands from configurations 1 and 2.

Parameters	n	Influent	Effluent VF wetland	Removal efficiency (%)	Configuration 1		Global Removal efficiency (%)	Configuration 2	
					Effluent HF wetland	Removal efficiency (%)		Effluent SVF wetland	Removal efficiency (%)
pH	52	7.3 \pm 0.2	6.6 \pm 0.4	-	6.7 \pm 0.4	-	-	6.7 \pm 0.4	-
Alkalinity (mg L ⁻¹)	51	280 \pm 36	65.3 \pm 47.8	-	74 \pm 28	-	-	86.2 \pm 71	-
TSS (mg L ⁻¹)	57	57 \pm 40	5.9 \pm 7.4	90 \pm 11 %	1 \pm 4	83 \pm 51 %	98 \pm 5 %	1.6 \pm 5.9	97 \pm 9 %
COD (mg L ⁻¹)	57	534 \pm 168	76.5 \pm 43.7	86 \pm 11 %	19 \pm 15	76 \pm 17 %	97 \pm 4 %	43.5 \pm 42.2	92 \pm 6 %
TN (mg L ⁻¹)	33	82 \pm 17	67.5 \pm 21.6	18 \pm 28 %	20 \pm 12	70 \pm 23 %	75 \pm 15 %	47 \pm 15.6	43 \pm 13 %
NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	59	76 \pm 14	32.1 \pm 9.7	58 \pm 13 %	7 \pm 7	79 \pm 28 %	91 \pm 10 %	24.5 \pm 11.9	68 \pm 17 %
NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	59	0.2 \pm 0.1	1.5 \pm 1.4	-	0.2 \pm 0.7	-	-	0.2 \pm 0.7	-
NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	58	1 \pm 2	32.3 \pm 18.6	-	18 \pm 12	-	-	27.7 \pm 18.4	-
PO ₄ ³⁻ -P (mg L ⁻¹)	59	30 \pm 5	9.5 \pm 3.6	69 \pm 13 %	1 \pm 1	88 \pm 39 %	96 \pm 4 %	5.1 \pm 2.2	83 \pm 7 %

In relation to TSS removal, the mean global removal efficiency was very similar for both configurations (98 \pm 5 % and 97 \pm 9 % for configurations 1 and 2, respectively). VF and HF wetlands showed a mean removal of 90 \pm 11 % and 83 \pm 51 %, respectively. While, SVF wetland presented a removal of 97 \pm 9 %. Higher SST performance of SVF wetland can be associated with bottom saturation layer that results in a larger retention time of the effluent in the bed, promoting greater removal of solid material.

The nitrogen transformation was different in each configuration (Table 1). For configuration 1, TN and NH₄⁺-N global removal efficiency were 75 \pm 15 % and 91 \pm 10 %, respectively. TN removal efficiency of VF wetland (18 \pm 28 %) was lower than HF wetland (70 \pm 23 %). This behavior is related to the good performance of VF wetland for nitrification (32 \pm 18 mg L⁻¹ of NO₃⁻-N produced), which results in a lower TN removal. Meanwhile, HF better TN and NH₄⁺-N removal capacity can be associated with uptake from macrophytes, adsorption in the bed media and partial denitrification. For configuration 2, SVF wetland showed 43 \pm 13 % TN removal and 68 \pm 17 %, NH₄⁺-N removal. This performance was higher compared to VF wetland (18 \pm 28 % for TN and 58 \pm 13 % for NH₄⁺-N), emphasizing simultaneous nitrification and denitrification in the SVF.

Regarding phosphorus removal, the configuration 1 presented higher PO₄³⁻-P removal (96 \pm 4 %) than configuration 2 (83 \pm 7 %). The main mechanism associated with orthophosphate removal in the wetlands system is the adsorption. In this way, higher performance of configuration 1 is associated with more bed media volume for adsorption.

CONCLUSIONS

Based on monitoring of 2.5 years of two CW configurations, being one composed by a hybrid system, and the other by a SVF, both operated in parallel under the same conditions (OLR of 40 g COD m⁻² d⁻¹ and HLR of 67 mm d⁻¹) applied for urban wastewater, it can be concluded that:

TSS and COD global removal efficiency were very similar for both configurations, they showed values in order of 98 % and 97 % for configuration 1, and 97 % and 92 % for configuration 2, respectively;

Configuration 1 showed higher performance for all nutrients evaluated, being 75 % for TN removal, 91 % for NH₄⁺-N and 96 % for PO₄³⁻-P. Configuration 2 presented a removal efficiency of 43 %, 68 % and 83 % for TN, NH₄⁺-N and PO₄³⁻-P, respectively;

It is emphasized that to reach the treatment performance ranges demonstrated in this research associated with a hydraulic regime employing feeding and resting cycles of 3.5 days, the hybrid system from configuration 1 presented a total requirement of 9.4 m²/PE, while for SVF wetland of configuration 2 was required 3 m²/PE.

ACKNOWLEDGMENT

The Research group thanks FUNASA for financing the project and CAPES and CNPQ for providing the scholarships to the researchers.

REFERENCES

- APHA (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc., NY, 1368 p.
- Cataldo, D. A. et al. (1975). Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid. *Comum Soil Sci. Plant Anal.* (6), 71-80.
- Pelissari, C., Ávila, C., Maria, C., García, J., Dultra, R., Armas, D., Sezerino, P.H. (2017). Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. *Sci. Total Environ.* (574), 390–399.
- Sezerino, P.H., Bento, A.P., Decezaro, S.T., Carissimi, E., Philippi, L.S. (2012). Constructed wetlands and sand filter applied as onsite post-treatment of anaerobic effluent. *Water Pract. Technol.* (7), 1–9.
- Vogel, A.I. (1981). *Química analítica qualitativa*. 5ed., Editora Mestre Jou: São Paulo, 665p. (in portuguese).
- 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 research*, 47(14), 4795-4811.

El uso de humedales artificiales como parte de la estrategia de manejo de agua en el Parque Hídrico “La Quebradora” en la Ciudad de México

Víctor Manuel Luna Pabello*, Fernando Gómez Martínez*, Mónica Rodríguez Estrada*, José Antonio Poncelis Gasca*, Gregorio Poncelis Gasca*, Jorge Compean*, Juana Macedo*, Fernando Gómez-Santamaría*, Alfredo González-Medina*, Ernesto Reyes*, Imelda Morales*, Luciano Hernández*, Manuel Perló Cohen**, Loreta Castro Mancera**

* Grupo Académico Interdisciplinario Ambiental. Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000. Ciudad Universitaria. 04510. Ciudad de México. México
(E-mail: lpvictor@unam.mx, victormlp@yahoo.com)

** Instituto de Investigaciones Sociales, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000. Ciudad Universitaria. 04510. Ciudad de México. México
(E-mail: perlo@unam.mx)

Resumen

El uso de humedales artificiales (HA) para tratamiento de aguas contaminadas, ha ido incrementando de manera creciente. En este caso se presenta la aplicación de un sistema de HA asociado a la depuración de aguas de lluvia con fines de reúso y parcial infiltración a mantos freáticos en un parque recreativo ubicado en una de las zonas de la Ciudad de México con más carencia de este recurso. Se buscó combinar la necesidad y problemática del agua con una estrategia de captación, prevención de contaminación y reúso. Los datos del balance hídrico en temporada de lluvias y secas permiten establecer la necesidad de implementar HA de flujo subsuperficial con capacidad para depurar 69.3 m³ por día, tanto para el tratamiento del agua de escorrentía que, en temporada de lluvias, fluye por las calles aledañas, así como la depuración 83.4 3 m³ por día de aguas residuales procedentes de un colector cercano, que permitirá que el parque cuente con agua residual tratada de calidad apta para ser reutilizada en servicios sanitarios y el riego de áreas verdes.

Palabras Clave

Humedal artificial de flujo subsuperficial; Balance hídrico; Reúso de agua; Parque recreativo; Tratamiento aguas residuales urbanas.

INTRODUCCIÓN

El presente proyecto, se llevó a cabo en un predio de 4 hectáreas de superficie, ubicado en la Delegación Iztapalapa de la Ciudad de México. Este espacio es empleado como vaso regulador de agua de lluvia, cuyo funcionamiento permite mitigar, en temporada de lluvias, problemas de inundación de la Avenida Ermita Iztapalapa, la cual es fuertemente transitada. Es importante señalar que este predio también recibe una corriente semi-continua de aguas residuales y es depósito no autorizado de residuos de materiales de construcción y de residuos sólidos urbanos. Se prevé que la realización del proyecto beneficie a aproximadamente 128 mil habitantes. Las zonas circundantes al predio están ampliamente pobladas y carecen de agua para uso y consumo humano, así como de espacios recreativos. Por ello, el desarrollo del proyecto “Parque hídrico la Quebradora” resulta interesante ya que permitiría abordar ambas problemáticas a partir de un enfoque integral. De manera particular, para este proyecto, la aplicación de HA se hizo con dos objetivos principales: 1) reducir la carga contaminante de las aguas de escorrentía, que en temporada de lluvias (mayo a noviembre), son conducidas a dos reservorios en el que se infiltran de manera natural; 2) proporcionar un tratamiento complementario a las aguas procedentes de una PTAR tipo lodos activados alimentado con aguas residuales urbanas, para obtener agua con calidad apta para riego de jardines.

MATERIALES Y MÉTODOS

El proyecto se desarrolló de manera interdisciplinaria, lo que permitió la obtención de información de carácter topográfico, geo-hidrológico, edáfico, y de vegetación asociada al predio. Asimismo, se pudo documentar lo relacionado con volúmenes de agua que se reciben en dicha superficie y la capacidad de los reservorios existentes.

Descripción del área de estudio

El predio de La Quebradora es una superficie de aproximadamente 4 hectáreas. Durante mucho tiempo fue utilizado para extraer piedra volcánica. Actualmente, existen dos grandes oquedades que van de oriente a poniente, y su función actual es servir de vaso regulador tanto del agua que escurre en temporada de lluvias, como receptor ocasional de aguas residuales mezclada con agua de lluvia procedente de la comunidad de Santa María Aztahuacán. De esta población se realiza el bombeo de esas aguas mixtas cuando existe riesgo de inundación.

El proyecto del Parque La Quebradora está concebido de forma tal que permita conservar su función actual, incrementándola mediante la transformación parcial del espacio abierto existente, el cual está subutilizado. Un componente importante es el concepto de manejo de agua en un espacio público y social en el que se incluya el manejo de un paisaje estético y funcional. Considera actividades y un programa de múltiples usos que atienden a diferentes sectores de la población. Las actividades que tendrán cabida en el parque y sus alrededores se dividen en tres programas. a) El programa de espacio público y recreación que consiste en senderos contemplativos, una ciclovía y trotapista perimetrales, canchas multiusos, gimnasio al aire libre, juegos infantiles, fuentes secas, parque de patinaje y zona para adultos mayores. b) El programa de difusión y cultura, abarca un centro social, una zona de talleres, un foro al aire libre que se abre a la Calle Paraíso y estrategias de concientización y cuidado, gestión y consumo responsable del agua. c) El programa de servicios del parque comprende núcleos de sanitarios, vestidores para el área deportiva, dos espacios de cafetería, estacionamiento para vehículos, autobuses escolares y equipo de mantenimiento del parque, espacio de oficinas y quipo asociado con la administración, operación y mantenimiento del parque y por último el predio ofrece un espacio delimitado para la integración de comercio ambulante que actualmente se encuentra sobre la avenida aledaña al parque.

En este contexto, el parque pretende fungir como un espacio público que reutilice el agua pluvial y utilice sólo el mínimo de agua potable necesaria, por lo que contará únicamente con 3 litros de agua potable por usuario al día, abasteciendo el resto con agua tratada. El volumen de agua necesario para escusados y mingitorios así como el agua para riego se obtendrán del agua residual tratada y pulida a través de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de lodos activados con capacidad de entre 0.5 L/s y 1 L/s que tomará un flujo constante del colector de drenaje más próximo. Posteriormente, el agua tratada por la PTAR deberá de cumplir con los requerimientos de la NOM-001-SEMARNAT-1996; y el agua pasará por un sistema de humedales artificiales de pulimento que logrará una calidad de agua que cumpla con NOM-003-SEMARNAT-1997, con calidad para reúso con servicios al público con contacto directo. Cabe mencionar que la vegetación que se propone en el parque es nativa y adaptable a las condiciones del clima de la zona.

Selección de sitio y tipo de humedales a emplear

El agua que genera la PTAR de lodos activados, se almacenará en la cisterna con una capacidad de 1,000 m³, de donde se alimentará al Sistema de Humedales Artificiales (SHA). El SHA consta de cuatro módulos: A, B, C y D con un área útil total de tratamiento de 1,077 m², por módulo tiene en promedio 269 m² de área útil. El agua tratada pasará del módulo A al B, y del módulo D al C. El agua a la salida de los módulos C y B, tendrá una calidad mejor o igual a la establecida en la NOM-003-SEMARNAT-1997 para reúso con servicios al público con contacto directo. El agua se almacenará en una cisterna con capacidad de 100 m³, en la cual se tendrá un sistema de dosificación de desinfectante a base de hipoclorito. De acuerdo con el consumo promedio de agua del parque y su operación, se podrán llenar hasta 4 pipas, excepto en el periodo que se le de mantenimiento a la PTAR. El agua tratada será enviada a la torre de agua, de donde será enviada a riego, al espejo de agua y a los sanitarios del Centro Social, Talleres, Cafetería, Museo y Administración.

Los reservorios existentes, reciben agua proveniente de 3 bocas de tormenta, con agua de escorrentía de lluvia y aguas residuales. Ambos reservorios (Fig. 1), contarán cada uno con un humedal artificial (HA) de 158 m² de área útil, que servirán para mejorar la calidad de agua de los mismos. Durante la temporada de estiaje o cuando los reservorios no tengan agua suficiente, se enviará el agua de la cisterna con calidad de riego, para el mantenimiento de la vegetación de los HA.



Figura 0-1. Vista en planta del predio.

El material de empaque de los HA es riolita de 1 y 2 cm de diámetro y las especies vegetales con actividad principalmente depuradora serán: *Phragmites australis* de preferencia, y en caso de no conseguirla, como segunda opción, se recomienda a la especie *Arundo donax*. La vegetación sugerida como parcialmente depuradora y con función estética estaría conformada por *Cyperus papyrus*; *Equisetum hyemale* e *Iris pseudacorus*.

Balance hídrico

Para establecer el balance hídrico actual (sin proyecto) se realizó el acopio de información histórica disponible de manera pública tanto para temporada de lluvias, como de secas o estiaje. Para la estimación del balance hídrico proyectado (con proyecto) se incluyó información relativa a la incorporación del agua residual procedente del drenaje de aguas residuales que pasa por la Av. de las Minas, así como los flujos resultantes de la incorporación de dicha corriente a los volúmenes que el predio recibe actualmente (sin proyecto). Se estimó que el parque requeriría agua para sanitarios, riego de áreas verdes y un espejo de agua, de un volumen de aproximadamente 1 litro por segundo (83.4 m³/día) el cual podría obtenerse del drenaje antes señalado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Actualmente, se estima que el predio recibe 26 m³ por día de agua de lluvia, y los reservorios tienen capacidad de almacenamiento, considerando sus cotas mínimas y máximas de entre 228 m³ y 11,200 m³. Este volumen de agua se mantendrá una vez construido el parque, y se infiltra de manera natural a través del material rocoso del terreno, a la vez que amortigua la cantidad de agua que llueve en la zona. En la Figura 0 2, se presenta el sistema de PTAR de lodos activados, acoplado a un HA, que permitirá tener agua de reúso para sanitarios y lavabos, así como 4 pipas de 10 m³ al día para riego de parques y jardines de la delegación Iztapalapa. En la Figura 0 3, se presenta el balance de los aportes que ingresan por el predio a través de 3 bocas de tormenta, la cual ingresará un sistema HA para mejorar la calidad del agua de éstos.

Sistema de tratamiento PTAR-HA

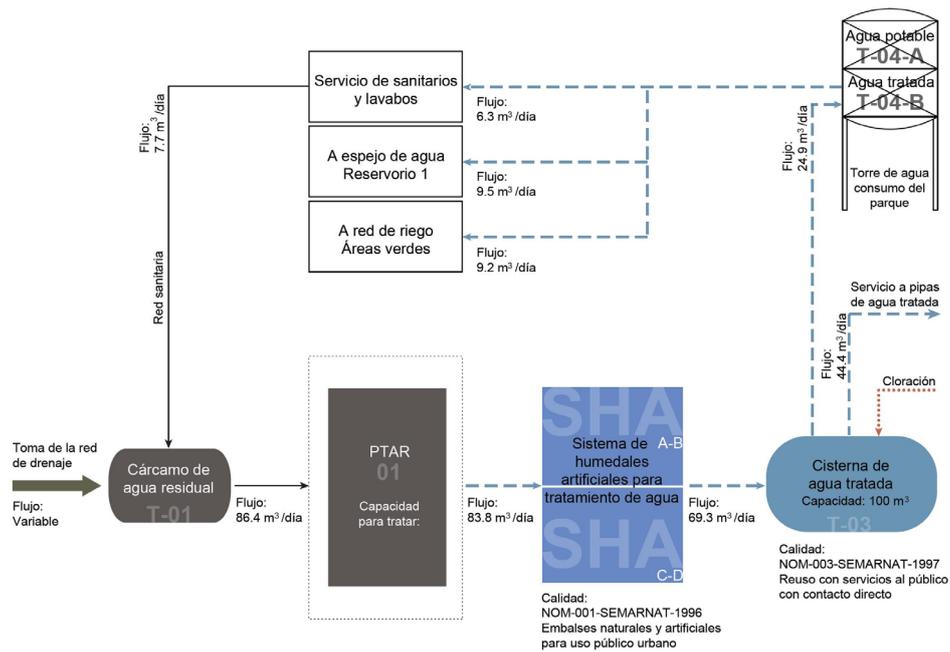


Figura 0-2. Balance hídrico en el arreglo PTAR de Lodos Activados- HA.

Reservorios con HA -para mejoramiento de la calidad de agua contenida-

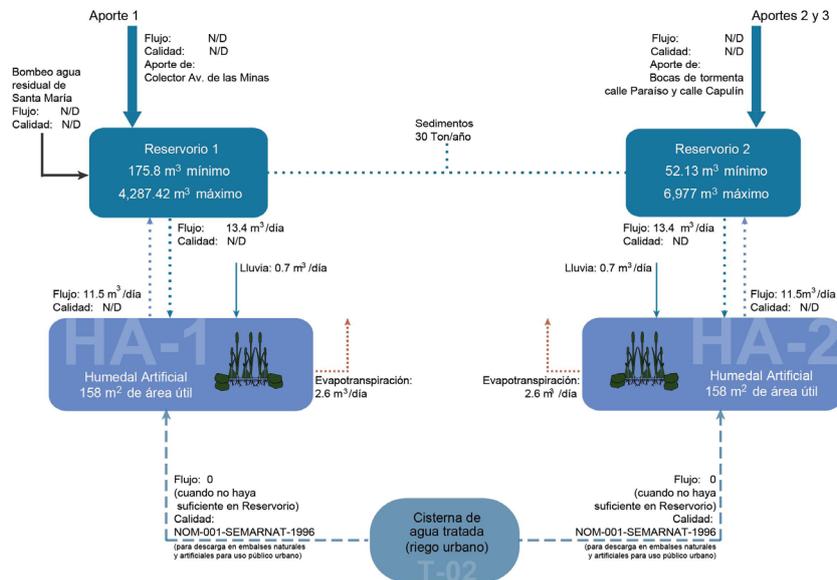


Figura 0-3. Balance hídrico de los Reservorios con HA.

CONCLUSIONES

Se realizó el balance hídrico asociado al parque La Quebradora, derivado del cual se determinó la necesidad de realizar el diseño de dos HA que depuren en conjunto 69.3 3 m³ por día de agua de escorrentía, que en temporada de lluvias, son conducidas a dos reservorios en el que de manera natural infiltran parcialmente al subsuelo. Se diseñó un HA como sistema de tratamiento complementario a las aguas procedentes de una PTAR tipo lodos activados. Lo anterior con objeto de lograr obtener agua con calidad apta para uso en servicios sanitarios y para riego de jardines con contacto primario, permitiendo que se optimice el área del HA, al no tener que tratar aguas crudas, reduciendo también el consumo energético y conformar un elemento estético, importante en el paisaje del parque, y a su vez educativo para la población que visite el lugar.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo otorgado a través del Proyecto PAIP 5000-9111 VMLP 2016-2017.

REFERENCIAS

- NOM-001-SEMARNAT-1996, publicada en el DOF el 6 de enero de 1997, en la que se establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- NOM-003-SEMARNAT-1997, publicada en el DOF el 21 de septiembre de 1998, en ella se establecen los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Servicio Meteorológico Nacional, 2016. Información climatológica por estado. Recuperado 05-2016. <http://smn.cna.gob.mx/es/informacion-climatologica-ver-estado?estado=df>

Adaptación del dimensionamiento del sistema francés con fines de reúso de agua residual doméstica en la costa peruana

Vladimir León*, Max Höllmann**, Heike Hoffmann* y Rosa Miglio*

* Universidad Nacional Agraria La Molina, Av. La Molina s/n, La Molina, Lima 12, Perú
(E-mail: vladimirmenacho@gmail.com)

** Universidad Técnica Berlín, Alemania

Resumen

Un sistema francés, compuesto de humedal con filtro de grava como 1ra etapa y humedal de flujo vertical con filtro de arena como 2da etapa, se operó durante 6 meses en el campus de la Universidad Nacional Agraria La Molina con cargas de 2.25 m³/d y 4.51 m³/d. El objetivo fue optimizar el tratamiento en la 1ra etapa para permitir el reúso directo de efluente. Para este fin, se aplicó una capa de material orgánico en la mitad de la superficie de la 1ra etapa, para mejorar su efecto de filtración. Como resultado, las eficiencias de la 1ra etapa variaron en función de la carga aplicada y del efecto de la capa de materia orgánica, principalmente en relación a los parámetros químicos, así la eliminación de DQO varió entre 82.6% y 90.7%, la eliminación de NH₄-N entre 53.5% y 73.1%, y de N_{total} entre 50.6 y 64.9%. Por otro lado, los huevos de helmintos (HH) se retuvieron completamente (<1 N°/L) en la 1ra etapa, independiente de la carga o presencia de la capa de materia orgánica y también los SST se eliminaron con eficiencias relativamente constantes entre 95.8 y 97.5%. La turbidez y los coliformes termotolerantes (CT) restantes en el efluente del 1ra etapa fueron un poco más bajos con la capa de materia orgánica (97 NTU y 7.0x10⁶ NMP/100ml) comparado con los resultados sin esta capa (124 NTU y 1.7x10⁷ NMP/100ml). Las eficiencias del sistema francés completo con su 2da etapa fueron bastante altas: DQO 98.6 a 98.7%, NH₄-N 94.5% y N_{total} 81.8 a 84.5%. La turbidez llegó a valores constantemente <1 NTU y CT a 2.3x10³ NMP/100ml. Se discuten los resultados en relación a reúso de efluente

Palabras Clave

Sistema francés; Clima tropical árido, Aguas residuales crudas, Reúso

INTRODUCCIÓN

Cada vez más regiones en el mundo se ven afectadas por la escasez del agua; una de estas regiones es la costa del Perú, donde vive el 70% de la población en un medio árido y dependiente del riego para producción de alimentos. Solo en Lima (capital de país situada en la costa), 1 millón de personas no tienen conexión al sistema de agua potable ni saneamiento (Ioris, 2012). Frente a esta realidad, la implementación de sistemas descentralizados de tratamiento de aguas residuales, de bajo costo y fácil mantenimiento, es una solución prometedora. Estos sistemas mejoran la situación sanitaria y a la vez permiten reducir el uso de agua potable o sus fuentes para riego.

El Sistema Francés presenta dichas características ya que es capaz de realizar diversos procesos de tratamiento. Principalmente combina (1°) la separación de sólidos contenidos en el deságüe crudo y su retención y mineralización completa, con (2°) la filtración biológicamente activa del efluente.

El Sistema Francés clásico consiste en dos etapas de filtros en serie, el material del filtro en la primera etapa es grava y en la segunda etapa arena gruesa. El filtro de grava está dividido en dos o tres unidades que se alimentan intermitentemente para asegurar el secado del lodo de deságüe crudo que se retiene en su superficie y permitir el reingreso de oxígeno al lecho filtrante. La posibilidad de poder tratar sólidos y efluentes en un sólo sistema, economiza la necesidad de gestión de lodos fecales (Molle & Boutin, 2005).

Las eficiencias de eliminación de materia orgánica y nutrientes en climas tropicales son más altas que en zonas con clima frío (Molle et al., 2015) por lo tanto, el tamaño del filtro puede ser más pequeño y económico. En la ciudad de Chíncha, Perú existe una planta piloto con esta tecnología en operación; las eficiencias de la planta son muy altas, sin embargo, la calidad microbiológica del efluente de la primera etapa todavía no es suficiente para reutilizarlo (Platzer et al., 2016).

Los procesos de eliminación de contaminantes en el sistema francés son complejos. Por ejemplo, la materia orgánica (DBO_5 y DQO) se retiene por procesos físicos como la sedimentación y filtración en el lecho del filtro, donde es degradada por actividad microbiana. Las raíces de las plantas favorecen el crecimiento de la biomasa y la permeabilidad del lecho filtrante. El nitrógeno es removido por nitrificación (oxidación biológica de NH_4-N a NO_3-N) seguido por la desnitrificación (reducción biológica de NO_3-N a gas N_2), otra parte de nitrógeno, como también parte de fósforo se absorbe por el crecimiento de las plantas.

Las condiciones de la zona litoral de Perú implican desafíos particulares para las características de aguas residuales crudas. La falta de precipitación y recurso hídrico en ciertas zonas urbanas conlleva a elevadas concentraciones de contaminantes en el agua residual lo que significa que pequeños caudales pueden generar grandes cargas de contaminación (Ministerio de Vivienda Construcción y Saneamiento, 2006). Por otro lado, las temperaturas ambientales elevadas favorecen los procesos biológicos de tratamiento.

Debido a lo mencionado, la presente investigación tiene por objeto determinar la eficiencia de las dos etapas del Sistema Francés en una planta piloto bajo las condiciones particulares de Lima, con la condición de producir un efluente apto para el reúso.

Según el marco legal vigente en Perú, para el reúso de las aguas residuales en agricultura sin restricciones, se aplican las directrices de la OMS que establecen: huevos de helmintos (HH) ≤ 1 N^o/L y coliformes termotolerantes (CT) $\leq 10^3$ NMP/100ml (OMS, 1989).

MATERIALES Y MÉTODOS

La presente investigación, se desarrolló en la planta piloto de tratamiento de aguas residuales (Figura 1) de la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM), Lima – Perú. El sistema recibe el desagüe crudo que pasa por el Tanque 1, luego es bombeado hacia la 1ra etapa de 36 m² de área, plantada con Paragüitas (*Cyperus alternifolius*) y dividida en dos líneas de 18 m² c/u. Las dos líneas operan en intercambio, cada una durante 72 h (3 días). El efluente de la 1ra etapa se drena al Tanque 2, desde donde es bombeado de acuerdo al nivel del agua hacia la 2da etapa. La 2da etapa cuenta con superficie total de 30 m² y sus dos filtros operan en paralelo. Las muestras finales se tomaron a la salida de la 2da etapa, de acuerdo con las áreas sombreadas en la fig 1, para el presente estudio sólo se analizó el efluente del filtro plantado con Vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*).

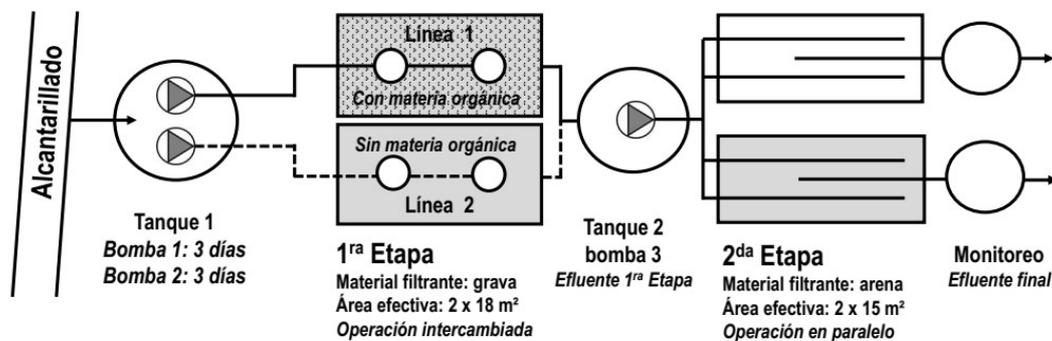


Figura 1. Esquema del sistema francés.

Durante dos fases del estudio se duplicó la carga aplicada a la 1^{ra} etapa, es decir, se aplicó en una fase 1 una carga hidráulica de 0.06 m/d (0.12 m/d a la línea activa) durante 6 semanas, y en una fase 2 la carga hidráulica de 0.12 m/d (0.24 m/d a la línea activa) durante 8 semanas. Adicionalmente se evaluó el efecto de una capa de material orgánico (viruta y material vegetal distribuida en la superficie de la línea 1), principalmente para investigar si se mejora la retención de HH.

Los parámetros como el pH, conductividad eléctrica, potencial Redox y temperatura fueron medidos en campo durante el muestreo. Las concentraciones de DQO, DBO₅, nitrógeno amoniacal (NH₄-N), nitrógeno total (N_{total}), nitratos (NO₃-N) y fósforo (PO₄-P) fueron analizadas en el laboratorio de Saneamiento y Medio Ambiente de la UNALM. Los análisis de CT y HH fueron realizados en un laboratorio externo acreditado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se presentan las concentraciones de los principales parámetros medidos en la salida de la 1^{ra} y 2^{da} etapa evaluados durante las fases de carga 1 y 2.

Tabla 1. Concentraciones de los parámetros evaluados para 2 incrementos de carga hidráulica.

	DBO ₅ (mg/l)	DQO (mg/l)	Turbidez (NTU)	SST (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	CT (NMP/100ml)	HH (N°/l)
Carga 1	0.12 m/d (relacionada al área en operación de la 1 ^{ra} etapa)								
Entrada	254.1	726.7	255.8	498.3	42.8	-	7.2	2.0x10 ⁸	2.2x10 ³
Salida 1 ^{ra} etapa	42.5	100.0	120.8	15.2	20.1	2.1	4.3	4.5x10 ⁵	<1
Salida 2 ^{da} etapa	5.0	10.3	0.7	1.8	3.0	4.7	1.6	2.5x10 ³	<1
Carga 2	0.24 m/d (relacionada al área en operación de la 1 ^{ra} etapa)								
Entrada	546.0	875.1	611.5	513.9	41.7	-	9.5	4.0x10 ⁸	5.0x10 ³
Salida 1 ^{ra} etapa	38.2	92.1	96.9	15.9	19.6	3.0	4.5	9.5x10 ⁶	<1
Salida 2 ^{da} etapa	7.9	11.2	0.8	3.3	3.6	6.6	1.2	2.6x10 ³	<1

Considerando los resultados a la salida de la 1^{ra} etapa, las concentraciones de DBO₅, DQO, turbidez y SST fueron más bajas durante la segunda fase aun cuando el caudal se duplicó y las concentraciones en el desagüe crudo (entrada) fueron más altas. Sin embargo, la concentración de CT a la salida de la 1^{ra} etapa es relativamente alta, en cambio, la concentración de HH cumple las directrices para el reúso en riego (OMS, 1989).

En la salida de la 2^{da} etapa (efluente final del sistema Francés), las concentraciones durante la segunda fase aumentaron ligeramente, menos la de fósforo. Sin embargo, el aumento no es significativo, y el efluente final es completamente clarificado, la turbidez se mantiene entre 0.7 a 0.8 NTU, los CT en valores cercanos al límite entre 2.5-2.6x10³ NMP/100ml.

En la Tabla 2 se presentan los valores de rendimientos, para la 1^{ra} etapa de las 2 líneas, es decir, la línea con capa de material orgánico (CMO) y la línea sin esta capa (SMO).

Tabla 2. Rendimiento de las dos líneas de la primera etapa y de todo el sistema aplicando la carga 2.

	DQO (%)		DBO ₅ (%)		SST (%)		N _{Total} (%)		NH ₄ -N (%)		HH (%)	
	Carga 1	Carga 2	Carga 1	Carga 2	Carga 1	Carga 2	Car ga 1	Car ga 2	Carga 1	Carga 2	Carga 1	Carga 2
1 ^{ra} etapa SMO	88.6	90.7	80.9	94.2	96.3	97.4	60.9	64.9	68.1	73.1	100	100
1 ^{ra} etapa CMO	82.6	86.2	84.9	89.8	97.5	95.8	50.6	58.7	53.5	65.2	100	100
1 ^{ra} + 2 ^{da} etapa	98.6	98.7	98.1	98.7	99.6	99.4	81.8	84.5	94.5	94.5	100	100

Considerando las eficiencias de la 1ra etapa resulta, de modo global, eficiencias más altas con doble carga (carga 2). Comparando entre las líneas sin (SMO) y con capa de material orgánico (CMO) se muestran ciertas diferencias: con eficiencias similares se eliminaron los SST (96%) y HH (100%). En relación a la turbidez y los CT restantes, la línea con capa de materia orgánica resultó en concentraciones más bajas (no escritas en las tablas: 97 NTU y 7.0×10^6 NMP/100ml) comparado con la línea sin esta capa (124 NTU y 1.7×10^7 NMP/100ml). En cambio, las eficiencias de remoción de otros parámetros fueron más altas en la línea sin capa (Tabla 2): DQO y DBO₅ resultaron en 4 a 6% más eficientes, la nitrificación es 8-15% más alta y la reducción de N_{total} (desnitrificación) fue 6-10% más alta.

El sistema Francés total (1ra y 2da etapa) llegó a eficiencias > 98% para DBO₅, DQO, SST sin diferencia significativa entre ambas cargas, inclusive la nitrificación llegó a 94% y la remoción de N_{total} entre 82 a 84%, comprobando, que se completó el tratamiento del efluente en la 2^{da} etapa y probablemente sin llegar al límite de su capacidad.

CONCLUSIONES

El sistema francés de 2 etapas se mostró como tecnología promotora para tratar aguas residuales crudas con alta eficiencia >98%, llegando a una turbidez <1 NTU y coliformes termotolerantes $<3 \times 10^3$ NMP/100ml; valores, que permiten aplicar una desinfección final, dependiendo del tipo reúso que se elija.

La eficiencia en la 1^{ra} etapa aumentó, aplicando la carga más alta, probablemente por causa de una estabilización de biomasa, responsable del tratamiento biológico a lo largo de la fase 1. Además, es posible que la 1ra etapa todavía no haya llegado al máximo de su eficiencia.

La estrategia de distribuir en la superficie de 1^{ra} etapa una capa de materia orgánica para apoyar el efecto de filtración muestra resultados positivos en relación a la reducción de turbidez y coliformes termotolerantes, mientras que las eficiencias de remoción de DBO₅, DQO, NH₄-N y Ntotal fueron un poco más bajas comparadas con la línea sin esta capa. Es posible que el aserrín liberó compuestos de lenta degradación (taninos) que afectaron este resultado, o, como otra hipótesis, la capa limitó la entrada de oxígeno en el filtro.

Por otro lado, las eficiencias en la 1^{ra} etapa, tratando aguas residuales crudas, son extremadamente altas cuando se comparan con sistemas convencionales de tratamiento, como por ejemplo las lagunas aireadas (80 a 90% DBO₅; fuente: Ministerio de Vivienda Construcción y Saneamiento, 2006), mientras que en la 1ra etapa del sistema francés los SST fueron eliminados con eficiencia >95%, DBO5 entre 81 y 94%, además la nitrificación se realizó con 53-73% y la remoción de Ntotal con 51-65% y hubo retención total de parásitos (HH).

Estos resultados apoyan la idea de utilizar exclusivamente la primera etapa para tratar aguas residuales en zonas con clima cálido. Así mismo parece que se puede aumentar aún más la carga y de esta manera minimizar la inversión financiera necesaria.

REFERENCIAS

- Ioris, A. 2012. The geography of multiple scarcities: Urban development and water problems in Lima, Perú. *Geoforum* 43(3), 612–622.
- Ministerio de Vivienda Construcción y Saneamiento. 2006. Norma OS.090: Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales. *El Peruano*, 91-92.
- Molle, P., Boutin, C. 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 L., 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.
- OMS. 1989. Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture. *World health organization* 1989, 2(4), 76-79.
- Platzer, C., Hoffmann, H., Miglio, R. 2016. Long term experiences with dimensioning and operation of vertical flow constructed wetlands in warm climate regions of South America. *IWA*, 2-13.
- Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380(1–3), 48–65.

TEMA 7

MODELACIÓN DE CONTAMINANTES E HIDRÁULICA EN HUMEDALES CONSTRUIDOS

Hydraulic analysis of the influent distribution system in a pulse-feeding vertical flow constructed wetland (first stage of French system)

Mirene Augusta de Andrade Moraes*, Jorge Alejandro García Zumalacarregui****, Camila Maria Trein*, Luiz Rafael Palmier** and Marcos von Sperling*

*Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais, 6627 Antonio Carlos Ave, Engineering School, Room 4619, 31270-901, Belo Horizonte, Brazil.

(E-mail: moraes.mirene@gmail.com; jalegarciaz@gmail.com; camilatrein@yahoo.com.br; marcos@desa.ufmg.br)

** Department of Hydraulics and Water Resources Engineering, Federal University of Minas Gerais, 6627 Antonio Carlos Ave, Engineering School, Room 4619, 31270-901, Belo Horizonte, Brazil.

(E-mail: palmier@ehr.ufmg.br)

*** University of Cuenca, 12 de Abril Ave, Cuenca, Ecuador.

Abstract

In spite of the importance of the proper hydraulic functioning of the influent distribution, not much attention has been given to it in the wetlands literature. Thereby the objective of this work is to investigate the hydraulics of the distribution system (accumulation box, siphon and pipelines) at the first stage of a French vertical flow wetland system, receiving raw wastewater. A U-siphon was developed and tested with one, two and three arms. In order to further increase the instantaneous loading rate and reduce the time of emptying the distribution box, the number of arms could be increased. The instantaneous outflow from the box was measured. Bernoulli's equation may represent the siphon operation, and thus it was used to estimate other parameters. The flow is totally turbulent, with Reynolds Numbers ranging from about 33,000 to 39,000, according to the velocity. The distribution system is composed by pipelines with a central manifold and 16 laterals with open ends. Instantaneous flow was measured at the closest and furthest points from the storage tank, and there was a significant difference between the medians of these two points. Valves for flow control were then inserted, because the non-uniformity of the distribution was causing a disproportionate loading on the surface of the filter medium, which could result in differentiated surface hydraulic loading rates and possible interference on the performance of the unit.

Keywords: Dosing siphon, intermittent device, storage box, pipelines

INTRODUCTION

French vertical flow wetlands involve two treatment stages (via pulses or batches), with three units in parallel in the first stage and two units in the second, with successive periods of feeding (3.5 days) and resting (7 days at the first stage and 3.5 at the second stage). The hydraulic and organic loads as well as the operating conditions have to be well controlled to allow mineralization of the top deposit layer and oxygen transfer. Dotro et al (2017) emphasize that the pipelines comprising the influent distribution system should provide the distribution of the wastewater as uniformly as possible on the surface of the filter medium. Molle et al. (2005) report causes for a poor influent distribution, including insufficient inflow and inadequate distribution channel. Cota (2011) recommends that new configurations should be studied to avoid or minimize the occurrence of dead zones inside the filters.

In order to have intermittent feeding, an accumulation (storage) box for the influent is necessary. The emptying of this box and release of the influent during the pulse load is also part of the hydraulics of the system. For this, pumps or siphons can be used, with the latter being a simple alternative, with no electricity consumption and being adequate for small communities. In spite of the importance of the proper hydraulic functioning of the influent distribution system (accumulation box, siphon and pipelines), not much attention has been given in the wetlands literature (Paul et al., 2018). Thereby, the main objective of this work is to investigate the hydraulics of the distribution system of a vertical flow wetland - first stage of the French system -.

MATERIAL AND METHODS

The system consists in a first stage of a French system, receives raw wastewater and is located at the

Centre for Research and Training in Sanitation (CePTS) of the Federal University of Minas Gerais and the Water and Sanitation Company of Minas Gerais, in Belo Horizonte city, Brazil. The system was designed to treat wastewater generated by an equivalent population of 100 inhabitants. There are three units in parallel, each unit has a rectangular area of 29.1 m² (width of 3.1m and length of 9.4 m), and the system has a total area of 87.3 m² (approximately 0.9 m².population equivalent⁻¹). The inflow to the unit in operation was 13 m³.d⁻¹, divided into 24 batches per day, or 0.53 m³ per hour, resulting in a hydraulic loading rate at the unit in operation of 0.44 m³.m⁻².d⁻¹.

Storage box and siphon tests description

In an attempt to design a system without electricity demand, facilitating the technology adoption by small municipalities and low-income communities to treat their sewage, the authors evaluated a U dosing siphon. The U-siphon was constructed with PVC tubing and connections of nominal diameter equal to 32 mm. The tested model is simple to be made, and the material is cheap and easy to find.

First, a single U-siphon was developed and tested. Then a second arm was added (Figure 1a), and after that, a third arm. The time to empty 0.53 m³ from the storage box was measured in each condition. In order to further increase the instantaneous loading rate and decrease the time of emptying, the number of arms could still be increased, but up to a certain limit. Moreover, it is known that every siphon has a flow range in which it can be operated, that is, it has a minimum and a maximum working flow, and these flows depend on the accumulation box geometry, and the geometry and diameter of the siphon. It is not the goal of this article to calculate this range, despite the fact that its knowledge is of great importance in controlling problems of operating discontinuities.

With the two-arm siphon, the outflow was measured during six different batches using a water level scale and a stopwatch. The siphon discharge curve was plotted, and linear regression between output flow vs discharge time was used. Bernoulli's equation may represent the siphon operation, and thus it was used, associated with the orifice discharge equation, to estimate other parameters, such as head loss, velocity and Reynolds Number.

Distribution tests description

The distribution system is composed by pipelines with a central manifold and 16 laterals with open ends (Figure 1b). Therefore, each point supplies an area of approximately 1.8 m². According to the recommendations of Dotro et al (2017), in the first stage of the French system, each point should cover a maximum area of 50 m², and hence the studied system is expected to provide a good distribution on the surface of the wetland.

Instantaneous flow was measured at the closest point (point 1) and farthest point (point 4) from the storage tank (Figure 1b). Non-parametric statistical test for dependent samples (Wilcoxon paired test) at the significance level of 5% was performed with the help of software Statistica 10.0 to test the difference between the medians of the outflow at each point.

RESULTS AND DISCUSSION

The hydraulic balance inside the storage box during one batch (approximately 60 minutes) is shown in Figure 1c. Note that while the tank is discharged, the sewage inflow to the box still continues. Then the siphon height was adjusted so that, at the end, the batch volume of 530 L was discharged from the box and applied on the wetland unit.

The time to apply the batch volume of 0.53 m³ using the single U siphon was approximately 11

minutes, leading to an instantaneous hydraulic loading rate $HLR_{inst} = 530L/(29.1m^2 \times 11min) = 1.66 L.m^{-2}.min^{-1}$. The siphon with two and three arms empties the box in about respectively 5.5 minutes ($HLR_{inst} = 3.31 L.m^{-2}.min^{-1}$) and 4 minutes ($HLR_{inst} = 4.55 L.m^{-2}.min^{-1}$).

The greater number of arms increases the flow, thus decreasing the time of emptying the tank and increasing the instantaneous hydraulic loading rate (Figure 2a). The discharge time of the box is a function of the number of arms and follows a 2nd-order polynomial. According to Dotro et al (2017), the instantaneous hydraulic loading rate should be higher than $8 L.m^{-2}.min^{-1}$ ($0.5 m^3.m^{-2}.h^{-1}$). Therefore, considering the value suggested by these authors, the tank should be completely emptied in 2.3 minutes, and consequently the tested siphon would not be considered sufficient. On the other hand, the system researched by Paul et al. (2018), also siphon-fed, reached $HLR_{inst} = 2.80 L.m^{-2}.min^{-1}$, also lower than the recommended value.

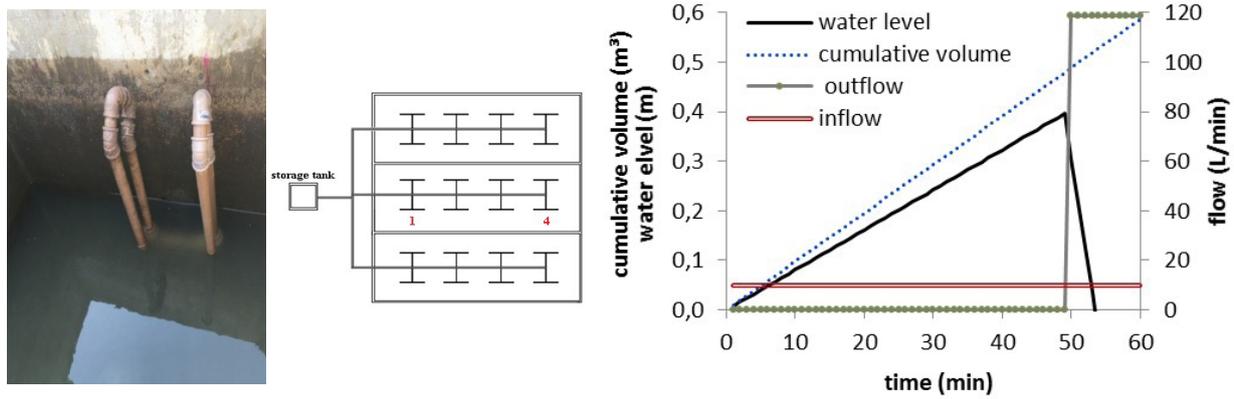


Figure 1. a) Siphon with two arms (left). b) System floor plant (middle). c) Water balance in the box(right)

The results from the monitoring of the emptying of the storage box during the six batches is shown in Figure 2b, which also presents the resulting siphon discharge curve. The estimation of the outflow from the siphon can be made by the equation contained in Figure 2b. The variability between batches can be clearly seen, resulting from the different inflows to the storage tank.

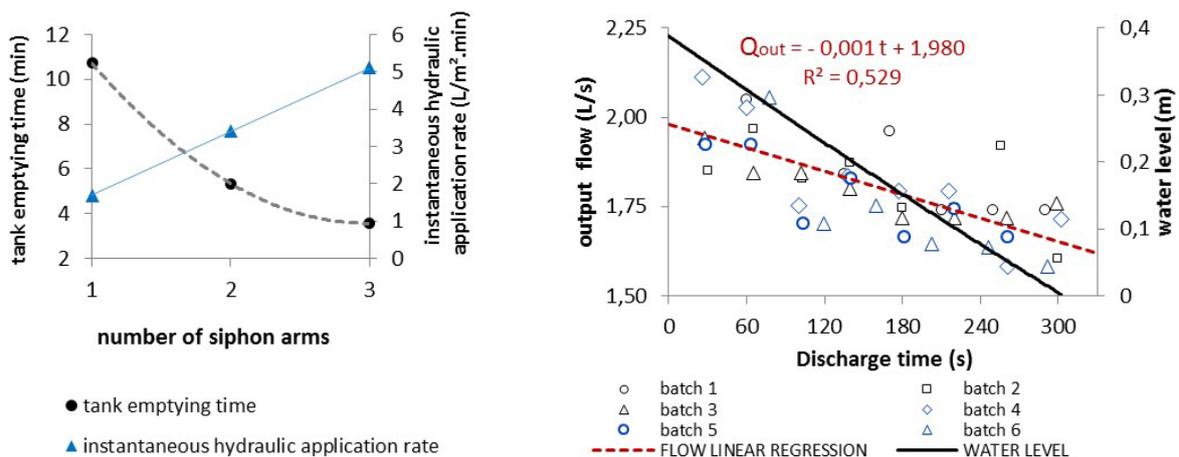


Figure 2. a) Influence of the number of arms on the discharge (left). b) Discharge of the siphon: outflow and water level as a function of time (right)

Using Bernoulli's equation and orifice discharge equation, the two-arms siphon's localized head losses and velocities were estimated and plotted in

Figure 3. The distributed head loss in the siphon can be disregarded, since the localized head loss is much higher, given the short pipe lengths comprising the siphon. It can be observed in Figure 3 that, at the beginning, when the water level is high, the flow and velocity are also high, and the localized head loss reaches about 32 cm. Moreover, throughout the discharge time, the flow is totally turbulent, with Reynolds Numbers ranging from about 33,000 to 39,000, according to the velocity. The outflow of the siphon over time follows a linear equation, while the water level may be represented by 2nd-order polynomial function (flow and head loss have a quadratic relationship).

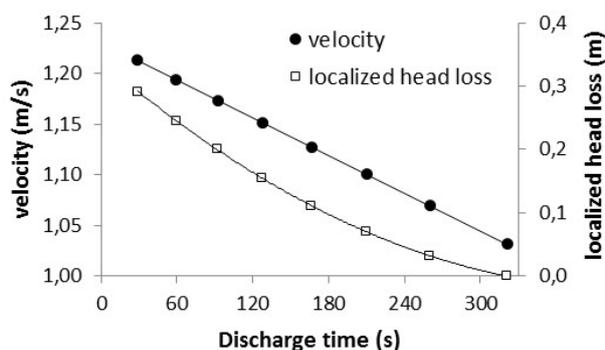


Figure 3. Discharge of the siphon: velocity and localized head loss as a function of time

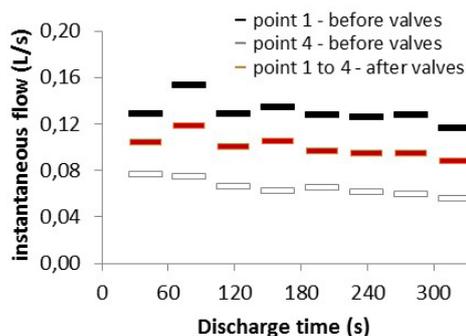


Figure 4. Instantaneous flow at closest (1) and farthest (4) points as a function of pulse time

Regarding the distribution grid, the outflows at point 1 (closest) and 4 (farthest), measured in the same batches, are shown in Figure 4. There was a significant difference between the medians of the two points analyzed ($p = 0.0077$). Because of this, it was later on decided to insert four valves for flow adjustment (one at each main intersection), because the non-uniformity of the distribution was causing a disproportionate loading on the surface of the filter medium, which could result in differentiated surface hydraulic loading rates and possible interference on the performance of the unit. After that, the instantaneous flows were measured again. The flow at point 1 has decreased, whereas in point 4 it has increased, compared to before. With the decrease in the water level at the storage box, the flow decreases too, varying from 0.10 to 0.12 L/s per point. Nevertheless, the range of variation over time, in this case, was almost imperceptible

CONCLUSIONS

The understanding of the distribution system in a constructed wetland is of great importance to enhance the uniformity of the applied hydraulic loading rate, minimizing dead zones and short circuits, avoiding premature clogging of certain regions and improving reactor's volumetric utilization. This work aimed to analyze the effluent distribution system in a vertical wetland, in relation to the storage box, dosing siphon and distribution lines. The siphon's discontinuity in operation, among other reasons, is determined by the siphon geometry and the storage box geometry. Both should be properly sized in function of the inflow and the instantaneous hydraulic loading rate. In this work, it was particularly a challenge to reduce localized head losses aiming at increasing velocity and flow, thus reaching the recommended minimum instantaneous hydraulic loading rate of $8 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$. Regarding the distribution system on the surface of the unit, the way the liquid is distributed is expected to dictate the flow line behavior within the filter media, which may be associated with the system's performance. The valve insertion at each main intersection was shown to be a simple action for flow adjustment, allowing a more uniform distribution. The authors suggest that more studies should be carried out in order to improve filter hydraulics and encourage the use of siphons, and also to investigate the importance of the influence area of each distribution point on the liquid's dynamics inside the wetland.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank the Brazilian agencies and institutions CAPES, CNPq, FAPEMIG, FUNASA and COPASA for their support to the research, together with the Bill & Melinda Gates Foundation in the project 'Stimulating local innovation on sanitation for the urban poor in Sub-Saharan Africa and South-East Asia', under the coordination of Unesco-IHE, Institute for Water Education, Delft, the Netherlands.

REFERENCES

- Cota, R. S. 2011. Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais com alimentação em pulso, plantados e não plantados, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto. PhD degree. Federal University of Minas Gerais, Engineering School, Brazil. (in Portuguese).
- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., von Sperling, M. 2017. Biological Wastewater Treatment Series – Treatment Wetlands. v.7. IWA Publishing. 172p.
- 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*, v. 51, n. 9, p. 11-21.
- Paul, U., Karpf, C., Schalk T. 2018. Hydraulic simulation of perforated pipe systems feeding vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v. 77. doi: 10.2166/wst.2018.025.

TEMA 8

HUMEDALES NATURALES

Concentración de nutrientes en sistemas lóticos y lénticos del río Paraná medio, Argentina

Hernán Hadad*, María Alejandra Maine, Gabriela Sánchez, Mercedes Mufarrege, Gisela Di Luca, Sandra Caffaratti, María del Carmen Pedro

*Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET),
Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL), Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000),
Argentina.
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
(E-mail: hadadhernan@gmail.com)

Resumen

El objetivo de este trabajo fue comparar las concentraciones de nutrientes en agua, en sedimento y en tejidos de *Eichhornia crassipes* y *Panicum elephantipes* en un ambiente léntico y otro lótico de la llanura aluvial del Río Paraná Medio (Argentina). El estudio tuvo una duración de 18 meses. Plantas, agua y sedimentos fueron colectados en una laguna (ambiente léntico) y en un río (ambiente lótico) pertenecientes a la llanura aluvial del Río Paraná Medio. Se tomaron muestras de agua y sedimento en ambientes dominados por *P. elephantipes* y *E. crassipes* y en ambientes no vegetados. La temperatura, pH, OD y conductividad mostraron valores esperados para estos humedales. Respecto del amonio, tanto el ambiente léntico como el lótico dominados por *E. crassipes* mostraron las mayores concentraciones. El sedimento del ambiente lótico mostró concentraciones de PT y NTK significativamente menores que el sedimento del ambiente léntico. En el ambiente léntico, el sedimento de la laguna con dominancia de *E. crassipes* mostró una concentración significativamente mayor de NTK, mientras que en la laguna dominada por *P. elephantipes* mostró una mayor concentración de PT. Para ambas especies, y tanto para el ambiente léntico como el lótico, se observaron concentraciones de NTK y PT significativamente mayores en hojas en comparación con las de raíces.

Palabras Clave

Humedales naturales; Macrófitas; Fósforo, Nitrógeno

INTRODUCCIÓN

La llanura aluvial del Río Paraná Medio posee una gran cantidad de humedales en los que se desarrolla una abundante y variada vegetación acuática. Las macrófitas de estos ambientes han sido estudiadas, entre otros aspectos, en relación a su capacidad de acumulación de nutrientes y a su influencia sobre la dinámica de los mismos (Maine et al., 2004; Hadad y Maine, 2007). *Eichhornia crassipes* y *Panicum elephantipes* son dos de las macrófitas más abundantes y representativas. El objetivo de este trabajo fue comparar a lo largo del tiempo las concentraciones de nutrientes en agua, en sedimento y en tejidos de estas dos especies en un ambiente léntico y otro lótico de la llanura aluvial del Río Paraná Medio (Argentina).

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio tuvo una duración de 18 meses. Plantas, agua y sedimentos fueron colectados en la laguna “Los Matadores” (ambiente léntico) y en el río “Correntoso” (ambiente lótico), ambos pertenecientes a la llanura aluvial del Río Paraná Medio (Argentina). La temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto (OD) se midieron *in situ*. Se tomaron muestras de agua por triplicado, se mantuvieron a 4°C y luego se filtraron. El sedimento se colectó por triplicado con una draga Eckman. Se tomaron muestras de agua y sedimento en ambientes dominados por *P. elephantipes* y *E. crassipes* y en ambientes no vegetados. Las plantas se colectaron usando un marco cuadrado de 50 cm de lado arrojándolo al azar sobre una transecta. En sedimento y plantas se determinaron las concentraciones de fósforo total (PT) y nitrógeno total Kjeldahl (NTK). Los análisis químicos se realizaron siguiendo APHA (2012).

Se realizó ANOVA para determinar si existían diferencias significativas entre los ambientes léntico y lótico y entre las concentraciones de nutrientes de los diferentes tejidos vegetales. Se aplicó el test de

Duncan para diferenciar medias. Se utilizó un nivel de $p < 0,05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1 muestra los parámetros medidos en agua a lo largo del estudio. La temperatura, pH, OD y conductividad mostraron valores esperados para estos humedales (Maine et al., 2004) y no existieron diferencias significativas entre los diferentes ambientes. Respecto del amonio, tanto el ambiente léntico como el lótico dominados por *E. crassipes* mostraron las mayores concentraciones. Las concentraciones de PRS y PT no mostraron diferencias significativas entre los sitios ni entre los sitios dominados por las dos macrófitas.

Tabla 1. Caracterización físico-química del agua de los ambientes lótico y léntico dominados por *P. elephantipes* y *E. crassipes* (medias y valores mínimos y máximos).

Parámetro	Ambiente léntico			Ambiente lótico		
	Sin vegetación	<i>P. elephantipes</i>	<i>E. crassipes</i>	Sin vegetación	<i>P. elephantipes</i>	<i>E. crassipes</i>
Temperatura (°C)	21,1 (14,3-28,0)	21,2 (14,3-28,0)	20,5 (14,4-28,0)	21,1 (11,1-27,0)	21,2 (14,1-26,5)	21,3 (14,1-26,5)
pH	7,0 (6,5-7,5)	7,0 (6,5-7,5)	6,9 (6,5-7,5)	7,1 (6,5-7,5)	7,1 (6,5-7,5)	7,1 (6,5-7,5)
Oxígeno (% saturación)	79,2 (58,0-95,0)	82,6 (69,0-99,0)	79,1 (42,0-101,0)	90,1 (75,0-99,0)	89,6 (73,0-101,0)	84,0 (56,0-100,0)
Conductividad ($\mu\text{mhos cm}^{-1}$)	134,7 (58,0-199,0)	134,3 (58,0-203,0)	131,1 (58,0-197,0)	137,2 (60,0-283,0)	138,5 (60,0-289,0)	140,6 (60,0-295,0)
NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	0,483 (0,092-1,327)	0,535 (0,005-1,602)	1,311 (0,117-4,393)	0,666 (0,039-2,889)	0,799 (0,029-2,279)	0,863 (0,029-4,419)
NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,038 (0,004-0,206)	0,010 (0,001-0,041)	0,021 (0,000-0,122)	0,007 (0,001-0,015)	0,009 (0,001-0,024)	0,007 (0,000-0,021)
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,163 (0,014-0,568)	0,150 (0,013-0,659)	0,106 (0,008-0,429)	0,117 (0,019-0,331)	0,064 (0,009-0,264)	0,084 (0,012-0,288)
PRS (mg L ⁻¹)	0,029 (0,002-0,105)	0,028 (0,004-0,051)	0,030 (0,006-0,078)	0,026 (0,004-0,045)	0,029 (0,006-0,064)	0,022 (0,004-0,047)
PT (mg L ⁻¹)	0,547 (0,038-1,072)	0,238 (0,059-0,703)	0,199 (0,067-0,453)	0,305 (0,060-0,763)	0,205 (0,047-0,545)	0,298 (0,044-0,961)

En el ambiente lótico, no se observaron diferencias significativas entre las concentraciones de PT y NTK del sedimento donde se encontraron las dos especies, ni en el ambiente con ausencia de macrófitas (Fig. 1). El sedimento del ambiente lótico mostró concentraciones de PT y NTK significativamente menores que el sedimento del ambiente léntico. En el ambiente léntico, el sedimento de la laguna con dominancia de *E. crassipes* mostró una concentración significativamente mayor de NTK, mientras que en la dominancia de *P. elephantipes* mostró una mayor concentración de PT.

Para ambas especies, y tanto para el ambiente léntico como el lótico, se observaron concentraciones de NTK y PT significativamente mayores en hojas en comparación con las de raíces (Tabla 2), en coincidencia con un estudio previo (Hadad y Maine, 2007). Las concentraciones de NTK en los tejidos de ambas especies fueron significativamente mayores en el ambiente lótico que en el léntico, en coincidencia con las concentraciones de este nutriente en agua. *E. crassipes* mostró concentraciones de NTK en tejidos significativamente mayores que *P. elephantipes*, coincidentemente con las concentraciones de amonio medidas en los ambientes dominados por cada una de estas macrófitas. No existieron diferencias significativas para el PT en tejidos entre ambos ambientes.

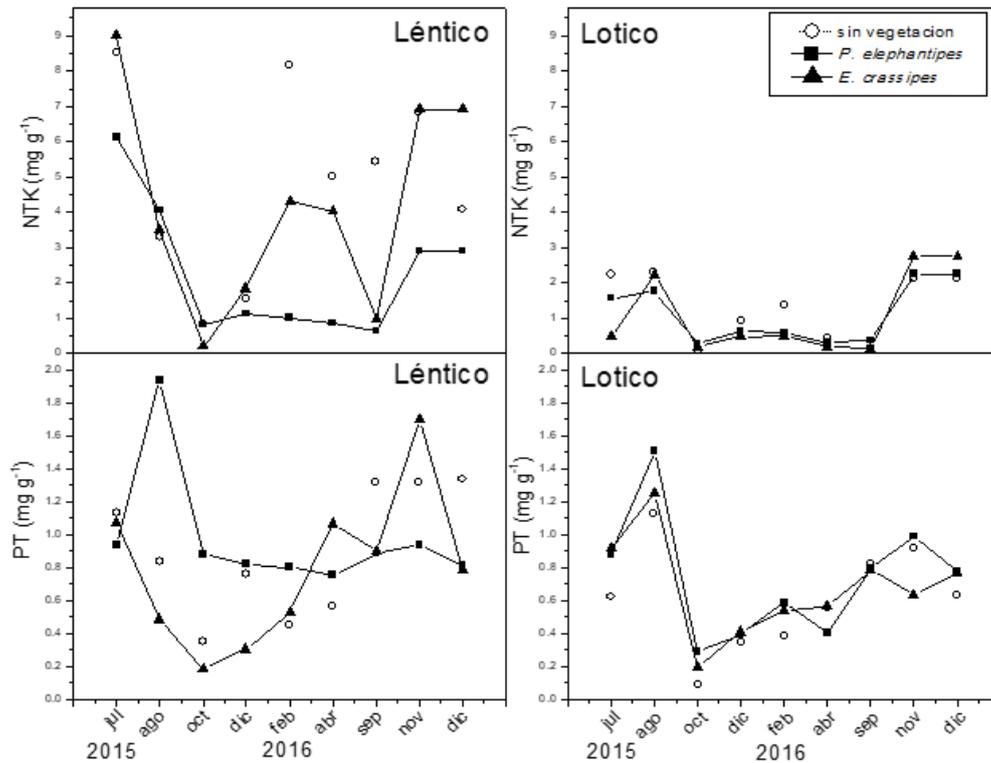


Figura 1. Concentraciones de NTK y PT medidas en sedimento a lo largo del estudio.

Aunque las macrófitas retienen nutrientes eficientemente, el sedimento es el principal compartimento acumulador (Maine et al., 2004). En sistemas sin macrófitas el sedimento podría reemplazar las plantas en la remoción de nutrientes. Sin embargo, la ventaja de las macrófitas es la posibilidad de ser cosechadas para extraer los nutrientes del sistema (Adler et al., 1996). Las diferencias en la morfología y las maneras de propagación vegetativa de las dos especies estudiadas influyen en la adquisición y acumulación de los diferentes nutrientes en tejidos (Hadad y Maine, 2007). Es necesario conocer las eficiencias de acumulación de nutrientes y respuestas de las diferentes macrófitas a ser utilizadas en un humedal construido para mantener la eficiencia del sistema.

CONCLUSIONES

Tanto el ambiente léntico como el lótico dominados por *E. crassipes* mostraron las mayores concentraciones de amonio. Las concentraciones de PT y NTK en el sedimento del ambiente lótico fueron significativamente menores que en el sedimento del ambiente léntico. El sedimento de la laguna dominada por *E. crassipes* mostró una mayor concentración de NTK, y la dominancia de *P. elephantipes* mostró una mayor concentración de PT. Las concentraciones de NTK y PT fueron mayores en hojas en comparación con las de raíces. Las diferencias biológicas de las especies estudiadas influyen en la acumulación de nutrientes en sus diferentes tejidos, lo cual contribuiría a determinar si la cosecha de biomasa sería un método eficiente para extraer nutrientes de un humedal. Estos datos podrían ser utilizados para optimizar la eficiencia de humedales de tratamiento.

Tabla 2. Concentraciones de NTK y PT medidas en hojas (H) y raíces (R) de *P. elephantipes* y *E. crassipes* en un ambiente lóxico y otro léxico a lo largo del estudio.

	NTK				PT			
	léxico		lóxico		léxico		lóxico	
	H	R	H	R	H	R	H	R
<i>E. crassipes</i>								
jul (2015)	15.8	6.38	26.7	4.04	2.03	1.43	1.79	1.23
ago	10.5	2.64	11.31	2.71	1.72	0.98	2.22	0.98
oct	25.2	7.59	31.1	11.3	1.65	1.46	3.64	1.26
dic	17.4	11.3	25.2	2.39	3.56	1.41	2.95	1.52
feb (2016)	15	8	60	4.41	2	1	3.11	1.57
abr	14	6.13	20	2.01	1.5	0.72	2.15	1.35
sep	103.7	30	37.1	7.36	1.3	0.9	1.1	0.9
nov	103.9	6.74	45.6	6.9	1.35	1.1	1.43	1.12
dic	125	20	120	6.05	2.01	1.15	2.71	1.66
<i>P. elephantipes</i>								
jul (2015)	12.2	7.01	15.3	8.23	1.79	1.4	1.77	0.89
ago	6.82	4.88	9.18	1.89	1.3	0.74	1.76	0.85
oct	19.7	10	28.3	5.2	2.73	2.18	2.72	1.01
dic	10.8	2.88	7.85	4.01	2.31	1.61	2.28	1.71
feb (2016)	7.89	5.2	7.54	3.76	3.41	2.35	3.18	1.94
abr	7.22	2.55	6.82	5	4.53	2.5	3.19	0.89
sep	13.5	5.55	12.6	4.59	2	1	3	0.37
nov	7.15	5.19	7.83	4.33	1.8	1.24	3.53	1.53
dic	16.8	11	14.2	9.7	2.2	1.5	2.59	1.7

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional del Litoral (UNL) y Agencia de Promoción Científica y Tecnológica por proveer los fondos necesarios para realizar este trabajo.

REFERENCIAS

- Adler, P.R., Summerfelt, S.T., Glenn, D.M., Takeda, F. 1996. Evaluation of a wetland system designed to meet stringent phosphorus discharge requirements. *Water Environ. Res.* 68(5), 836-840.
- APHA, AWWA, WEF. 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd ed. American Public Health Association, Washington D.C.
- Hadad, H.R., Maine, M.A. 2007. Phosphorous amount in floating and rooted macrophytes growing in wetlands from the Middle Paraná River floodplain (Argentina). *Ecological Engineering*, 31(4), 251-258.
- Maine, M.A., Suñe, N.L., Bonetto, C., 2004. Nutrient concentrations in the Middle Parana River: effect of the floodplain lakes. *Arch. Hydrobiol.* 160(1), 85-103.

Fenología y dinámica de crecimiento de la totora guinea (*Typha domingensis*) en la albufera Medio Mundo, distrito de Vegueta, Huaura-Lima

Leonardo Alcántara* y Javier Arias**

* Estudiante de pregrado de la Carrera de Agronomía, Universidad Nacional Agraria La Molina, Av. La Universidad s/n, La Molina, Perú.

(E-mail: 20120000@lamolina.edu.pe)

** Departamento Académico de Fitotecnia, Universidad Nacional Agraria La Molina, Av. La Universidad s/n, Lima 12, Perú.

(E-mail: ariascj@lamolina.edu.pe)

Resumen

El trabajo tuvo como objetivo evaluar la fenología y dinámica de crecimiento de la totora guinea (*Typha domingensis*) en el humedal del Área de Conservación Regional albufera de Medio Mundo (ACRAMM) de la provincia de Huaura, departamento de Lima, en el periodo febrero-agosto de 2016. La metodología de trabajo consistió en establecer 24 puntos de muestreo y observación, en una imagen satelital, con alta concentración de vegetación sin discriminación de la composición botánica. En campo, estos puntos fueron ubicados con un equipo GPS en la zona Norte y Sur del humedal. Las instalaciones de réplicas o puntos de estudio (3.00 m²) se basó en las recomendaciones de la Agencia de Protección Ambiental (*Environmental Protection Agency*, EPA-US) para los humedales; que consiste en reconocer la fisiografía de la zona y la distribución de la población de la especie vegetal en estudio. Los resultados de las fases fenológicas encontradas fueron rebrote, crecimiento vegetativo, inflorescencia y senescencia. La altura promedio de plantas fue 265.05 cm en el sector Norte y 328.67 cm en el sector Sur. La cobertura basal varió entre 21 a 91%; y la densidad fue de 18 a 75 plantas.m². El suelo es de clase textural Arena (93%), ligeramente ácido (6,3), moderadamente salino (CE: 6,3 dS.m⁻¹) y materia orgánica bajo (MO: 1.3%). El sustrato (materia orgánica) tuvo pH igual a 6.8; CE de 6,3 dS.m⁻¹, y la MO, 79,2%. El agua tenía un pH neutro (7,4), salinidad muy alta (C4), con CE de 3,5 dS.m⁻¹, alto peligro de sodicidad (S4) y RAS 24.6%. En conclusión, en el humedal existen dos áreas definidas, donde el recurso agua condiciona las fases fenológicas y la dinámica del crecimiento del pasto guinea y el sustrato (material vegetal acumulado) juega el rol de soporte de las plantas.

Palabras Clave

ACRAMM; *Typha domingensis*; fenología; Dominancia

INTRODUCCIÓN

El Área de Conservación Regional albufera de Medio Mundo (ACRAMM) está ubicada en el distrito de Vegueta; provincia de Huaura, departamento de Lima, a 177 km hacia el Norte de la ciudad de Lima en una extensión de 687.71 hectáreas (IGN; 1989; Plan Maestro 2009-2013). La ACRAMM forma parte del corredor biológico del Pacífico, la cual ejerce una gran influencia sobre otras similares de la zona costera del Perú y es considerada como uno de los humedales lacustres más importantes del país (Miloslavich; 2002). Por esta razón se han llevado diversos estudios sobre los hábitats ecológicos, poblaciones ecológicas, biocenosis, sinecología, evaluaciones del estado conservación de los humedales, estructuras y amenazas de las comunidades vegetales, diversidad de fauna en especial de avifauna y peces. (Castro & Pradel, 2000; Cruz, 2002; Cano et al, 1988; Tovar, 1977; Ubillús et al, 2011; Plan Maestro-ACRAM, 2009).

Actualmente, en el humedal el avance de la población de la totora guinea, *Typha domingensis* está abarcando cada vez mayores áreas del humedal, reduciendo las poblaciones de las especies de *Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey.) Soják “totora balsa” y *Schoenoplectus americanus* (Pers.) Volkart ex Schinz & R. Keller “junco”, las cuales tienen importancia socio-económica para los pobladores que dependen de la extracción de estas especies (Sabaj, 2011; SENAMHI, 2014).

Para afrontar el problema y armar un plan de manejo de esta especie vegetal, se requiere información básica y sistematizada para comprender el comportamiento de las *Typha* en su ambiente. Por tal motivo el objetivo general del trabajo fue determinar la fenología y dinámica de crecimiento de la

totora guinea (*Typha domingensis*) en el humedal ACRAMM ubicado en Huaura, departamento de Lima.

MATERIALES Y METODOS

La metodología de trabajo consistió en establecer 24 puntos de muestreo en la zona Norte y Sur para evaluar la fenología y dinámica de crecimiento de la totora guinea (*Typha domingensis*) en el humedal ACRAMM (Huaura, Lima) en el periodo febrero-agosto de 2016. El proceso para ubicar los replicas o puntos de estudio (3.00 m²) se basó en las recomendaciones de la Agencia de Protección Ambiental (*Environmental Protection Agency*, EPA-US) para los humedales, consistente en reconocer la fisiografía y la distribución de la población de la especie vegetal en la zona de estudio (U.S. EPA, 2002). Las réplicas fueron divididas en tres áreas iguales (1.00 m²), midiéndose en la primera área la densidad y cobertura, en la segunda área, las fases fenológicas y altura de planta (en 10 plantas al azar) y, la tercera área, para evaluar materia seca, fresca y hacer el análisis foliar (García, 1992; SENAMHI, 2009). Los muestreos de agua, suelo y sustrato (material vegetal acumulado) fueron posteriormente analizados en el Laboratorio de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes (LASPAF) de la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Fenología

Los estudios publicados sobre la fenología de la totora no han sido evidentes para discutir esta sección. En la presente investigación, la totora Guinea mostró fases fenológicas en periodos de otoño e invierno tales como brotamiento, rebrote, crecimiento vegetativo, inflorescencia, maduración y senescencia. En el rebrote, 24 horas después del corte de uniformidad, las plantas alcanzaban un tamaño promedio de 10 a 15 cm de altura. Las observaciones señalan que cuando las semillas están maduras fisiológicamente estas fueron dispersadas en dirección Noreste, diseminadas por el viento. También se observó que en lugares donde la extracción del junco se hace en “champas” hay más probabilidad que la totora logre propagarse.

En 80 plantas seleccionadas al azar para el estudio de las fases fenológicas, solo 32 plantas completaron todas las fases, 27 fueron del sector Sur y 5 del sector Norte, las 48 plantas restantes no llegaron a completar las fases fenológicas debido al tumbado por el viento y en el contacto con el agua las hojas se pudrieron.

Dinámica del crecimiento

La altura promedio alcanzada de las plantas del sector Norte, conformadas por 5 réplicas, fue menor que aquellas del sector, conformadas por 3 réplicas, en 63.62 cm. La cobertura tuvo fluctuaciones y la tendencia fue al aumento en el periodo de evaluación.

En el sector Norte el rango de variación fluctuó más que en el sector Sur. El número de plantas por 1m² fue en aumento paulatinamente a lo largo del tiempo de la evaluación. En el sector Norte la menor densidad hubo mayor rango de variación en comparación con el sector (Tabla 1).

Tabla 1. Valores de altura, rango de cobertura y número de plantas por m²

Sector	Altura cm	Cobertura %	Número de plantas por m ²
Norte	265,05	21 a 45	18 a 75
Sur	328,67	62 a 91	38 a 72

En la fase vegetativa, el peso fresco promedio del material aéreo fue 1081.38 g y en peso seco 22.39 g en una área de 0.25 m² (0.25m x 1.0m). El porcentaje promedio de materia seca (MS) resultó 11.19 % y el porcentaje de humedad (H) resultó 88.81%. Estos datos permiten afirmar que las totoras acumulan gran cantidad de agua en su cuerpo epigeo. En el periodo de transición de fase de crecimiento vegetativo a inflorescencia, el peso fresco obtenido fue 2036.13 g.0.25 m² y el peso seco promedio fue 22.23 g, siendo la H=88.88% y MS= 11.12%.

Composición de las plantas, agua, suelo y sustrato

Las plantas tuvieron en promedio diferencias en la composición química entre los sectores Norte y Sur, según resultados mostrados en la Tabla 2. En el estudio de Gonzales et al. (2000) encontraron mayores valores en Ca, Mg y K y menores en P, y Na.

Tabla 2. Composición promedio de algunos elementos analizados en las plantas de totora

Sector	MS	N	P	K	Ca	Mg	S	Na	Zn	Mn	Fe
				%						ppm	
Norte	10,19	1,96	0,26	0,74	0,59	0,09	0,46	2,65	16	52	49
Sur	11,20	1,60	0,18	0,27	0,87	0,10	0,43	2,55	13	168	59

La composición química promedio del agua resultó en un pH neutro (7,4), peligro de salinidad muy alta (C4), con Conductividad Eléctrica (CE) de 3,5 dS.m-1, alto peligro de sodicidad (S4) y Relación de Adsorción de Sodio, RAS: 24,6%. La clasificación C4-S4, determina que el agua no es apta para consumo humano, animales domésticos y el uso en la agricultura. El suelo es de clase textural Arena (93%), ligeramente ácido (6,3), moderadamente salino (CE: 6,3 dS.m-1) y materia orgánica bajo (MO: 1,3%). El sustrato (materia orgánica) tuvo pH igual a 6,8; CE de 6,3 dS.m-1, y la MO 79,2%.

CONCLUSIONES

En el humedal existen dos áreas definidas que condicionan el crecimiento y las fases fenológicas del pasto guinea. Aparentemente el agua es el recurso fundamental para la dinámica de crecimiento de las plantas y el sustrato (material vegetal acumulado) juega el rol de soporte. El suelo no aporta significativamente nutrientes para el desarrollo de la totora guinea. La *Typha domingensis* en el ACRAMM presenta dos formas de propagación, la vegetativa a través de rizomas y la sexual, a través de semillas botánica diseminadas por el viento que viene desde la dirección Este.

AGRADECIMIENTOS

ONG Cooperación por el financiamiento y apoyo logístico coordinado por la Ing. Margarita Suarez Medina.

REFERENCIAS

- Cano, A., La Torre, M., León, B., Young, K., Roque, J., Aracarí, M. 1998. Estudio comparativo de la flora vascular de los principales humedales de la Costa Central del Perú. 181-190p.
- Castro, C., Pradel, W. 2000. Caracterización ambiental y alternativas de aprovechamiento sostenible de la laguna el paraíso, distrito de Huacho, provincia de Huaura, Departamento de Lima. Tesis. La Molina, Perú. UNALM. 123 p.
- Cruz, Z. 2002. Evaluación del estado de conservación de las lagunas “el paraíso”, Provincia de Huaura, Departamento de Lima, Perú. Tesis Mg Sc. La Molina, Perú, UNALM.
- Gobierno Regional de Lima, PE. 2009. Plan maestro 2009-2013 Albufera de Medio Mundo. 71 p.
- González, J., Alvir, M.R., Rodríguez, C.A. y de la Roza, B. 2000. Estudio preliminar del valor nutritivo para rumiantes de la Enea (*Typha latifolia*) y del esparganio (*Sparganium* sp.). Nutrición y Alimentación. XXV Comunicación 3. Disponible en: <https://www.researchgate.net/publication/267546138>.
- Sabaj, V. 2011. Extracción de “juncos” *Shoenoplectus californicus* en el Área Protegida Humedales del Santa Lucia (Uruguay): Contexto ecológico, socioespacial y perspectivas de manejo sustentable. Tesis Mg. Sc. Montevideo, Uruguay, UdelaR.
- SENAMHI (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología, PE). 2014. Manual de observaciones fenológicas. Perú.
- Tovar, A. 1977. Sinecología de la laguna de Medio Mundo. Revista Forestal del Perú. 7(1-2):1-25.
- U.S. EPA. 2002. Methods for Evaluating Wetland Condition: Using Vegetation to Assess Environmental Conditions in Wetlands. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-822-R-02-020.
- Ubillús, H., Ramírez, D. 2011. Humedales de la costa central del Perú: Estructura y amenazas de sus comunidades vegetales. *Ecología Aplicada*, 10(1): 31-39.

TEMA 9

INNOVACIÓN EN HUMEDALES CONSTRUIDOS

Reutilización de efluentes provenientes de humedales construidos a escala laboratorio para riego de flores de corte en cultivo aeropónico

Ismael Vera*, Jorge Olave**, Sussy Tapia**, Wladimir Chávez**, Carlos Arias***

* Departamento de Obras Civiles, Facultad de Ciencias de la Ingeniería, Universidad Católica del Maule, Av. San Miguel 3605, Talca, Chile

(E-mail: ivera@ucm.cl; leovera82@gmail.com)

** Centro de Investigación y Desarrollo en Recursos Hídricos (CIDERH), Universidad Arturo Prat, Vivar 493 2do piso, Iquique, Chile

(E-mail: vicencio.t.sussy@gmail.com; wladimir.chavez@ciderh.cl; Jorge.olave@ciderh.cl)

*** Department of Bioscience, Aarhus University, Ole Worms Allé 1, Building 1135, 8000 Arhus C., Denmark

(Email: carlos.arias@bios.au.dk)

Resumen

Este trabajo tuvo por objetivo evaluar la reutilización de efluentes provenientes de humedales construidos subsuperficiales (HC-SS), como agua de riego, en el cultivo aeropónico de flores de corte en condiciones áridas. Para esto, se instalaron dos unidades experimentales de cultivo aeropónicas (UE-A y UE-B) plantadas con la flor de Corte *Lilium Tresor*, y utilizando como agua de riego, agua servida tratada por HC-SS. Los resultados muestran que la calidad del agua efluente a los HC-SS debe ser mejorada para ser reutilizada en riego. Pese a esto, el *Lilium Tresor* se desarrolló bajo condiciones áridas, pero su comercialización estaría limitada al mercado nacional por tener alturas inferiores a los 0,65 m. Al respecto, la Conductividad Eléctrica en el agua ($> 2300 \mu\text{s/cm}$) y la luminosidad ($> 120 \text{ klux}$) serían los factores que afectaron su crecimiento. Finalmente, el sistema de cultivo aeropónico mostró ser eficiente en el uso del agua, al utilizar entre 10 y 20% del agua para producir *Lilium Tresor* respecto a otros sistemas de cultivo. Por tanto, este trabajo muestra la factibilidad de producir flores de corte en un sistema de cultivo como la aeroponía en condiciones áridas y regadas con efluentes a HC-SS, detectando que para su escalamiento industrial, se deben hacer mejoras en la calidad del agua y la luminosidad..

Palabras Clave

Aeroponía; Agua servida; Humedal Construido Subsuperficial; Flor de Corte; Reutilización.

INTRODUCCIÓN

En zonas áridas como el desierto de Atacama, la reutilización de efluentes tratados de aguas residuales ha sido explorada como una alternativa en el manejo sustentable de los recursos hídricos (Cáceres et al., 2003). Sin embargo, el porcentaje total reutilizado no supera el 10% (Vera et al., 2016a). Este bajo porcentaje de reutilización se debe a varias razones que incluyen, la localización de los mayores centros urbanos a orillas del océano Pacífico, y el uso de emisarios submarinos como sistema de disposición de aguas servidas; la baja cobertura de tratamiento en las zonas descentralizadas o rurales, que a nivel país no supera el 20%; el contenido de sales en suelos y aguas, con valores de 26 dS/m y 2 dS/m, respectivamente; y el desconocimiento y desinformación de los potenciales usuarios y beneficiarios de la reutilización (Cáceres et al., 2003; Tapia et al., 2013). Por lo descrito, este trabajo tiene como objetivo evaluar a escala laboratorio, la reutilización de efluentes provenientes de humedales construidos subsuperficiales (HC-SS), como agua de riego para la producción de flores de corte en un sistema de cultivo sin suelo (aeroponía), considerando su potencial de aplicación en zonas descentralizadas o rurales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental. Se utilizaron dos unidades experimentales, UE-A y UE-B. Se construyeron con tanques plásticos de 0,60 m x 0,4 m x 0,4 m (Largo x Ancho x Alto). En la parte superior de UE-A y UE-B se instalaron 8 canastillos aeropónicos. Los canastillos aeropónicos son fabricados en plástico y ranurados con un volumen total de 232,26 cm³, rellenos con Arlita (material inerte), para el desarrollo de la raíz. Como flor de corte se seleccionó *Lilium Tresor*, por ser una flor con mercado comercial, y además, haber mostrado tolerancia a riego con agua de hasta 2,3 dS/m (Al-Ghawanmeh et al., 2017).

Las unidades experimentales fueron instaladas en la estación experimental de CIDERH (Iquique, Chile), desierto costero de Atacama, y separadas del exterior únicamente por malla anti áfido y sin regulación de temperatura.

Agua para riego. Agua servida tratada por HC-SSs fue utilizada como agua de riego. Los HC se alimentaron con agua servida cribada (10 mm) de una planta de tratamiento. La UE-A fue irrigada con agua compuesta por una mezcla equivalente (50%) de efluentes a dos HC-SS plantados con *Schoenoplectus americanus*, operados en paralelo, con dos tiempos de retención hidráulicos (TRH) (3,5d y 7,5 d). Por su parte, la UE-B, fue irrigada también por una mezcla equivalente (50%) de efluentes de dos HC-SS, pero en este caso, plantados con *Cyperus papyrus*, y operados en paralelo, con dos TRH (3,5d y 7,5 d). Mayores detalles sobre el sistema experimental de HC pueden ser vistos en Vera et al. (2016c).

Operación y monitoreo. El *Lilium Tresor* se plantó en agosto. Se utilizaron bulbos calibre 12-14. Durante el crecimiento, la altura y el diámetro del tallo fueron medidos cada semana. La altura se midió desde la superficie de arlita hasta el ápice. Por su parte, el diámetro se midió en el punto medio de la altura tomada. La cosecha se realizó cuando el 50% de los botones florales presentaron pigmentación. De otro lado, en la UE-A y UE-B, el agua de riego fue cambiada cada 7 d. Se utilizaron 13 L para cada cambio. Previo a su utilización en riego se midió DQO, SST, NT, PT, y Coliformes Fecales (CF). La irrigación se realizó de forma continua por 24 h. Durante el riego, se midió pH y Conductividad Eléctrica (CE) el día 0, 3 y 7. Después de los 7 d, el agua remanente fue valorada en volumen y descartada. La Temperatura (T) y Humedad Relativa (HR) fueron tomadas de la Estación Diego Aracena (aeropuerto Iquique).

Métodos analíticos. Para las lecturas de DQO, SST, NT y PT, las muestras fueron filtradas (0,45 μ m). La DQO, el NT y PT, fueron medidos fotométricamente (fotómetro Hanna modelo HI-83214) usando los kits: a) DQO, HI 93754B-25; b) NT, HI 93767A-50; c) PT, HI 93763B-50 (adaptaciones de APHA-AWWA-WEF, 1998). Los SST fueron determinados de acuerdo a APHA-AWWA-WEF (1998). Los Coliformes Fecales (CF) se determinaron por fermentación de tubos múltiples (INN, 1995). El pH y Conductividad Eléctrica (CE) fueron medidos con una sonda multiparamétrica portátil Hanna modelo HI-9829. Los volúmenes de agua fueron medidos con probeta. La altura fue medida con cinta métrica y el diámetro se midió con un calibrador manual.

Análisis estadísticos. Fueron utilizados para evaluar las diferencias entre: a) desarrollo de la planta, comparación de la altura y el diámetro del tallo, tomando en cuenta los valores al momento de cosecha, b) variaciones de pH y EC en el agua utilizada para la UE-A y UE-B al día 0, y c) variaciones de pH y EC durante el riego comparando entre los días 0, 3 y 7. Para las comparaciones del literal a) y b) se utilizó el test de Wilcoxon. Para la comparación del literal c) se utilizó el test de Kruskal Wallis.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Calidad del agua efluente a los HC y empleada para riego.

La Tabla 1 presenta valores de calidad del agua efluente a los HC y empleada para riego, junto a valores de guías de reutilización. Al respecto, la DQO (>170 mg/L) sería la de mayor diferencia respecto a los estándares. Los SST, el NT y el PT, presentan valores de los estándares de la Tabla 1, pero tendrían restricciones respecto al cultivo y tipo de suelo (Lavrnić et al., 2017). Por tanto, los HC propuestos por sí solos no serían suficientes para lograr los estándares indicados, por lo que se debe integrar más etapas de tratamiento o recirculación. Además, para que los CF alcancen los límites de la Tabla 1, se hace necesario integrar desinfección.

Tabla 1. Características del agua usada para riego y valores guía para reutilización.

Parámetro	UE-A	UE-B	Valor indicado para reutilización ^b
DQO (mg/L)	216,5±47,7 (140 - 254) ^a	178,0±35,6 (131 - 218)	< 100
SST (mg/L)	58,9±16,0 (32 - 73)	68,1±36,3 (36 - 130)	< 10 - 60
NT (mg/L)	57,2±9,0 (45 - 66,6)	23,7±6,6 (15 - 32)	< 5 - 125
PT (mg/L)	5,4±1,7 (7,8 - 7,3)	2,3±0,7 (1,2 - 3,1)	< 0.05 - 12
CF (Uni-Log)	4,6±0,5 (4,1 - 5,0)	4,2±0,8 (3,3 - 4,8)	< 2 - 4

n=5 para DQO, SST, NT y PT; n=3 para CF.

^a(Min.-Máx.).^bNorton-Brandao et al. (2013) y Lavrnić et al. (2017).

La Tabla 2 presenta la variación de pH y CE al día 0, 3 y 7 en el agua de riego. Para el día 0, el pH y la EC, presentan diferencias significativas ($p < 0,05$) entre la UE-A y UE-B. Además, se observa un incremento de pH de hasta 0,75 Unid. en los valores medios de la UE-A, y de hasta 1,7 Unid. en los valores medios de la UE-B, a partir del día 3. Estos incrementos serían significativos ($p < 0.05$) entre sí, pero no afectarían su calidad como agua de riego. Esto porque el pH recomendado puede variar entre 6,0 y 8,0, e incluso, en guías de reutilización, puede llegar hasta 9,5 (Norton-Brandao et al., 2013).

De otro lado, los valores de EC de la UE-A y UE-B, no presentan diferencias significativas ($p > 0.05$) en los 7 días en que fue utilizada como agua de riego. Al respecto, los valores de EC de la UE-A estarían entre 1,500 y 3,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, por lo que sería clasificada como “agua con efecto adverso en la mayoría de cultivos” (Vera et al., 2016a). Por su parte, los valores de EC en la UE-B estarían en el rango de 3,000 a 7,500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, por lo que sería clasificada como “agua sólo para cultivos tolerantes a la salinidad” (Vera et al., 2016a).

Tabla 2. Evolución del pH y CE para el agua utilizada en el riego. (n = 9)

Día	Unidad Experimental	Parámetro	
		pH (Uni)	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
0	UE-A	7.5 ± 0.1	2359 ± 62
	UE-B	6.9 ± 0.1	3482 ± 437
3	UE-A	8.0 ± 0.2	2388 ± 370
	UE-B	8.7 ± 0.1	3204 ± 462
7	UE-A	8.3 ± 0.4	2422 ± 300
	UE-B	8.6 ± 0.1	3358 ± 552

Desarrollo del cultivo de la flor de corte. La Figura 1 presenta el crecimiento medio por semana para la UE-A y UE-B. La altura promedio varía en menos de 0,1 m, siendo mayor su desarrollo en la UE-A pero sin ser significativa esta diferencia ($p > 0,05$). La altura es definida como uno de los indicadores más importantes de la calidad comercial para esta flor de corte (Auzaque-Rodríguez et al., 2009). Valores superiores a 0,65 m son considerados para exportación, siendo los de este trabajo considerados para el mercado nacional (0,5-0,6 m), (Auzaque-Rodríguez et al., 2009). Además, estos

resultados son similares a Schiappacasse et al. (2006), quienes para *Lilium Dreamland* y *Alhambra* en controles sin sombreadamiento, alcanzaron los 0,59 m. Respecto al diámetro del tallo, la UE-A y UE-B fueron similares con valores promedio de entre 0,6 y 0,7 cm, e igual al reportado por Schiappacasse et al. (2006).

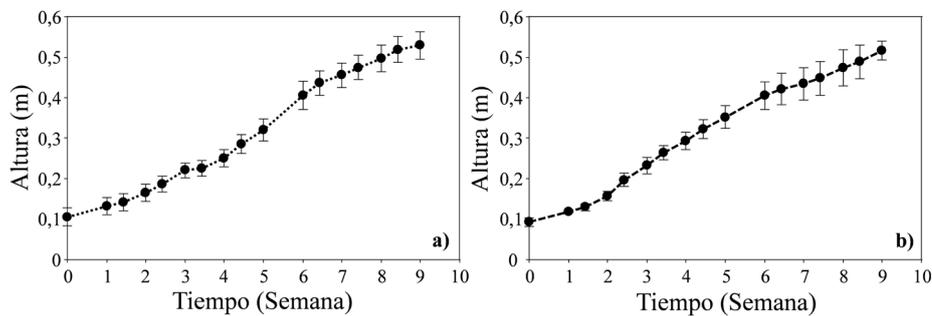


Figura 1. Crecimiento medio de las plantas. a) UE-A; b) UE-B. (Aquí debo reemplazar gráfico)

Incidencia de factores ambientales. Durante el tiempo de plantación, la T presentó valores medios de entre 14 y 16°C, con mínimas sobre 12°C y máximas bajo 20°C. Al respecto, la T ideal para el cultivo del *Lilium* debe tener una T mínima de 8 a 10°C y una T máxima de 23°C a 25°C (FIA, 2007). Por tanto, este cultivo presentó condiciones de T adecuadas para su desarrollo. Respecto a la HR, varió entre 55 y 85%. La HR óptima para *Lilium* debería ser de 80 a 85% (CIBF, 1980). Sin embargo, otras flores de corte como la Rosa no han presentado problemas con HR de hasta 70% (In and Lim, 2018). Esto indicaría que la HR de este trabajo no afectaría la calidad de la flor. De otro lado, Olave et al. (2016) mostró que la intensidad lumínica, variable de luminosidad, debe ser controlada para mejorar la altura, dado que bajo condiciones áridas, como las del desierto de Atacama, la intensidad lumínica puede ser sobre 120 Klux (Olave et al., 2016).

Eficiencia hídrica del cultivo. Para producir una flor de corte de *Lilium Tresor* se requieren entre 1,71 L (UE-B) y 2,35 L (UE-A). Estos valores son superiores en más de 50% al reportado por Safi et al. (2007), quienes al reutilizar efluentes, reportan entre 0,70 y 1,11 L (sistema de cultivo sin suelo, condiciones áridas). La diferencia podría explicarse por la salinidad del agua y el modo de riego. Safi et al. (2007) reporta EC de 2002 $\mu\text{s}/\text{cm}$, mientras que, en este estudio, la EC fue superior a 2300 $\mu\text{s}/\text{cm}$. Safi et al. (2017) reporta riego programado, mientras que en este trabajo, se realizó riego continuo. Pese a esto, CIBF (1980) indica que para condiciones secas (asimilables a las áridas), el consumo de agua puede llegar hasta los 9 L/m²-d por lo que diariamente se requieren hasta 0,163 L/unid. Por tanto, para 65 d (tiempo total), el agua total sería de 10.6 L. Esto indicaría que el agua utilizada en este trabajo sería de sólo 20% respecto ese valor, mostrando la potencial ventaja del sistema de cultivo aeropónico en el uso del agua. Esto sería coincidente con el resultado de Treftz and Omaye (2016), quienes para cultivos aeropónicos de lechuga hablan de una reducción de hasta un 90% en el uso del agua. Pese a esto, los resultados de este trabajo, necesitaran un mayor escalamiento y optimización del riego para ser más conclusivo sobre el tema.

CONCLUSIONES

Lilium Tresor pudo ser cultivada con agua servida tratada efluente a un sistema de HC-SS, pese a los problemas de ajuste de su calidad a las guías internacionales. Sin embargo, su calidad comercial sería únicamente para mercados nacionales. Entre los factores que explican su calidad comercial se encontrarían la EC y la intensidad lumínica. Finalmente, el sistema de cultivo aeropónico mostró ser eficiente en el uso del agua, pero se requeriría optimización para riego en un escalamiento industrial.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por CONICYT/REGIONAL/CIDERH/R09I1001. Los autores agradecen a Sergio Fuentes, Renzo Aravena e Isabel de Tello de Aguas del Altiplano; Christian Santander, Mauricio Rojas, Camila Jorquera y Nathaly Verdejo, de la Universidad Arturo Prat; Luis Rojas de la Universidad Católica del Maule, y al proyecto CONICYT PCI/Atracción de Capital Humano Avanzado del extranjero MEC80170068 por el soporte para trabajar esta ponencia con el Dr. Carlos Arias.

REFERENCIAS

- Al-Ghawanmeh, K., Bani Hani, N., Al-Hammouri, A., Karam, N. 2017. Effect of irrigation with nutrient solutions mixed with treated wastewater on Asiatic lily "Brunello" grown in a closed soilless culture. *Acta agriculturae Slovenica*, 109(1), 29-42.
- American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation (APHA-AWWA-WEF). 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed. Washington, DC.
- Auzaque-Rodríguez, O., Balaguera-López, H., Álvarez-Herrera, J., Fischer, G. 2009. Effect of reused bulb vernalization on lily flower quality (*Lilium* sp.) in the Bogota Plateau. *Agronomia Colombiana* 27(1), 65-71.
- Cáceres, L., Delatorre, J., De la Riva, F., Monardes, V. 2003. Greening of arid cities by residual water reuse: a multidisciplinary project in northern Chile. *Ambio* 32(4), 264-268.
- Centro Internacional de Bulbos de Flor (CIBF) (1980). El cultivo del liliun: flor cortada y cultivo en maceta. Poldijk: CIBF.
- Fundación para la Innovación Agraria (FIA). (2007). Handbook for cut flower production in V Region (Chile). <http://bibliotecadigital.fia.cl/handle/20.500.11944/1851>. Acceso: 30 octubre de 2017.
- In, B., Lim, J. 2018. Potential vase life of cut roses: Seasonal variation and relationships with growth conditions, phenotypes, and gene expressions. *Postharvest Biology and Technology* 135, 93-103.
- Instituto Nacional de Normalización de Chile (INN). 1995. NCh 2313/23 of. 95 Aguas Residuales-Métodos de Análisis. Parte 23: Determinación de Coliformes Fecales en medio A-1.
- Lavrnić, S., Zapater-Pereyra, M., Mancini, M. 2017. Water Scarcity and Wastewater Reuse Standards in Southern Europe: Focus on Agriculture. *Water, Air, & Soil Pollution* 228(7), 2-12.
- Norton-Brandão, D., Scherrenberg, S., van Lier, J. 2013. Reclamation of used urban waters for irrigation purposes - A review of treatment technologies. *Journal of Environmental Management* 122, 85-98.
- Olave, J., Torres, B., Chávez, W., González, O. 2016. Producción de *Lilium* bajo invernadero en un sistema aeropónico recirculante con agua residual urbana tratada en el desierto de Atacama. Iquique: Centro de Investigación y Desarrollo en Recursos Hídricos (CIDERH) - Universidad Arturo Prat (UNAP), Fundación para la Innovación Agraria (FIA).
- Safi, M., Bulad, A., Blawenah, A., Bashabsheh, I. (2007). Flower Yield and Quality of *Lilium* asiaticae Irrigated with Different Types of Water. *International Journal of Agriculture & Biology*, 9(2), 264-266.
- Schiappacasse, F., Carrasco, G., Carrasco, F. (2006). Effect of four shading levels on flower stem and bulb quality of two lilies (*Lilium* spp.) cultivars. *Agricultura Técnica*, 66(4), 352-359.
- Tapia, Y., Diaz, O., Pizarro, C., Segura, R., Vines, M., Zúñiga, G., Moreno-Jiménez, E. 2013. *Atriplex atacamensis* and *Atriplex halimus* resist As contamination in Pre-Andean soils (northern Chile). *Science of the Total Environment* 450-451, 188-196.
- Treftz, C., Omaye, S. 2016. Hydroponics: potential for augmenting sustainable food production in non-arable regions. *Nutrition & Food Science* 46(5), 672-684.
- Vera, I., Jorquera, C., López, D., Vidal, G. 2016a. Humedales construidos para tratamiento y reúso de aguas servidas en Chile: reflexiones. *Tecnología y Ciencias del Agua* 7(3), 19-35.
- Vera, I., Rojas, M., Chávez, W., & Arriaza, B. 2016b. Evaluación de materiales filtrantes para el reúso en agricultura de aguas residuales tratadas provenientes de zonas áridas. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina* 26(1), 5-19.
- Vera, I., Verdejo, N., Chávez, W., Jorquera, C., Olave, J. 2016c. Influence of hydraulic retention time and plant species on performance of mesocosm subsurface constructed wetlands during municipal wastewater treatment in super-arid areas. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 51(2), 105-113.

Propuesta de un humedal artificial modular para tratamiento de aguas grises y amarillas en centros de educación básica.

Mónica Rodríguez Estrada*; Alfredo González Medina*; Víctor Manuel Luna Pabello**; Sergio Aburto Castañeda**; Ulises Rojas Zamora***; Ernesto Carlos Reyes Alvarado**; Cecilia Téllez Quintanar*; Ana Gabriela Ortega Alvarado**; Angélica Dorantes Vera**; Mishel Adrian Larumbe Rojas****; Arturo Giovanni Nicolai Martínez****; José Luis Parra Cabrera ****

* Grupo Multidisciplinario Integral GMI SC, Calle Cine Mexicano 15E, Lomas Estrella, 09890, Ciudad de México, México.
(E-mail: mlrestrada@gmintegral.com, mlr_estrada@hotmail.com)

** Grupo Académico Interdisciplinario Ambiental. Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000, Ciudad Universitaria, 04510, Ciudad de México, México
(E-mail: lpvictor@unam.mx, victormlp@yahoo.com)

***Departamento de Biotecnología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Av. San Rafael Atlixco 186, Vicentina, 09340, Ciudad de México, México.

**** Arquitectura y Urbanismo Sustentable SC, Av. Insurgentes Sur 2047-B, San Ángel, Álvaro Obregón, 01000, Ciudad de México, México.
(E-mail: arus.mx@gmail.com)

Resumen

Se diseñó un humedal artificial modular (HAM) de flujo subsuperficial para el tratamiento de la mezcla de aguas grises y aguas amarillas generadas en una escuela de nivel básico en la Ciudad de México, en una zona donde existe escasez de agua potable. Para la definición del área de estudio se establecieron criterios de: vulnerabilidad social (marginación, Índice de Desarrollo Humano –IDH- y rezago social), tipología de edificación y servicios básicos; así como aspectos socioeconómicos, urbano-territoriales y aspectos técnicos como espacio disponible, topografía e iluminación. El sistema presenta una configuración innovadora mediante la cual es posible ensamblar unidades en serie para ajustar la capacidad de tratamiento en función de las necesidades, espacio y geometría del sitio. La investigación se centró en el tratamiento de aguas grises (de lavabos y limpieza), así como de aguas amarillas (orina de los sanitarios de hombres), para evitar la llegada de sólidos al sistema. El material de empaque es grava caliza y grava de construcción (riolita), ambas con diferentes granulometrías; las especies vegetales seleccionadas son *Phragmites australis*, *Arundo donax*, *Cyperus haspan* y *Equisetum arvense*. La calidad de agua del efluente cumplirá con la norma para reúso con servicios al público con contacto directo, y se utilizará en los WC y mingitorios, y para el riego de áreas verdes. El desarrollo de este proyecto incluye una estrategia de participación social con el objetivo de que los alumnos, padres de familia y docentes conozcan y colaboren en el cuidado y mantenimiento del sistema. La importancia de este estudio radica en la adaptabilidad del sistema para su implementación en sitios donde se generen aguas residuales para su tratamiento in situ principalmente en lugares con escasez de agua potable.

Palabras Clave

Humedal artificial modular; aguas grises; aguas amarillas; reúso de aguas residuales.

INTRODUCCIÓN

El reúso de las aguas grises tratadas es una alternativa que ha sido considerada en diversos estudios para reducir la demanda de agua potable y, con ello, el estrés hídrico de distintas zonas (Verstraete et al., 2009; Ramprasad *et al.*, 2017). Las aguas grises pueden ser mezcladas con las aguas amarillas en instalaciones donde se cuente con un sistema adecuado de separación de efluentes. Esto permitiría el tratamiento eficiente de ambas corrientes en una sola unidad, sin mezclar agua con concentraciones altas en materia orgánica y patógenos, provenientes de los WC.

Uno de los sistemas biológicos de tratamiento de mayor aplicación en la estabilización de las aguas grises han sido los humedales artificiales (HA), los cuales son sistemas altamente robustos, con costos moderados, consumo de energía bajos, poco mantenimiento y mano de obra no especializada (Ramprasad et al. 2017). La aplicación de HA conectados en serie con pre-tratamientos o tratamientos terciarios ha permitido generar efluentes con mínimas concentraciones de contaminantes, que cumplen con los estándares de reúso (Laaffat et al., 2017; Uddin et al., 2016).

En este trabajo se propone la evaluación del desempeño de un humedal artificial modular (HAM) en el tratamiento de una mezcla de aguas grises con aguas amarillas generadas en una escuela de nivel básico, ubicada en una zona con escasez de agua en la Ciudad de México (CDMX), y que cumplirá con la NOM-003-SEMARNAT-1997 para reúso con servicios al público con contacto directo, que se utilizará en los WC, mingitorios y riego de áreas verdes; la calidad requerida es 240 NMP/100 mL para coliformes fecales; ≤ 1 h/L huevos de helminto, 15 mg/L grasas y aceites y 20 mg/L de DBO_5 .

Por otro lado, el diseño modular, permite tener 3 piezas diferentes con material conglomerado de madera (OSB de 18 mm), reduciendo al máximo el área útil para maximizar el volumen de tratamiento, y manteniendo un armado sencillo de acuerdo con las necesidades de tratamiento, que se puede ser fácilmente escalado y mejorar el paisaje del lugar. El diseño hexagonal, que emula un panal de abejas, permite de forma eficiente ocupar el espacio en forma de módulos que se engrapan unos a otros formando una red compacta y que se adapta a diferentes entornos. Este tipo de sistemas podría ser instalados en otras escuelas en la CDMX: 4 mil 947 escuelas públicas de nivel básico, donde laboran 140 mil 92 maestros y estudian 2 millones 171 mil 607 estudiantes (Estadística del sistema educativo ciclo escolar 2015-2016), en zonas industriales o zonas con escasez de agua potable.

Los criterios para definir el área de estudio en la CDMX fueron: vulnerabilidad social (marginación, Índice de Desarrollo Humano y rezago social), tipología de edificación y servicios básicos. Se seleccionaron 3 delegaciones en las cuales se ubicó el Área Geoestadística Básica (AGEB), y en ellas las escuelas más vulnerables en función de la carencia en los servicios. Posteriormente se les hizo una preevaluación cualitativa, se definieron los aspectos de la dimensión socioeconómica, urbano-territorial y técnica para la evaluación del sitio (participación social, proyectos anteriores, percepción de seguridad pública, sistema de equipamientos, sistema de dotaciones, accesibilidad, seguridad urbana, población, dimensión y área disponible, ubicación de sanitarios, instalaciones existentes). Se seleccionó una escuela de nivel básico y se realizaron las gestiones ante la Secretaría de Educación Pública (SEP) para obtener los permisos necesarios. Por otro lado, se diseñaron talleres para la población escolar enfocados al cuidado del agua, funcionamiento y mantenimiento del HAM, así como materiales de difusión como folletos y trípticos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El HAM está compuesto por módulos conectados en serie (Figura 1a) con una red que no requiere ningún tipo de bombeo una vez ingresado el volumen de agua a tratar, con vegetación de tipo hidrófitas enraizadas emergentes y empacados con agregados minerales de origen sedimentario e ígneo que permiten el crecimiento de la biopelícula encargada de la degradación de la materia orgánica y nutrientes - piedra caliza y grava de construcción (riolita) con diámetros de 1, 0.75 y 0.5 pulgadas; el arreglo se muestra en la Figura 2. Las especies vegetales seleccionadas fueron: *Phragmites australis* y *Arundo donax* como especies depuradoras, y *Cyperus haspan* y *Equisetum arvense* como especies de ornato. Los módulos de madera fueron recubiertos con geomembrana de HDPE de 1 mm. La capacidad volumétrica de tratamiento del HAM es de 400 L/d, en 7.8 m² aproximadamente. Sin embargo, esta variable puede modificarse con base en las demandas específicas del sitio, cambiando la cantidad de módulos. La conceptualización del HAM consideró un diseño estético cuyo objetivo es atraer la atención de los usuarios, de modo que al interesarse puedan entender el impacto social y ambiental que tiene la instalación y operación de este tipo de sistemas; la configuración en hexágono permite adaptar al humedal al espacio disponible.

Del análisis de datos se obtuvo que las delegaciones más vulnerables son: Milpa Alta, Tláhuac y Xochimilco; y para cada AGEB se identificaron las escuelas en función de la carencia en los servicios. Se preseleccionaron cinco y de acuerdo con el análisis de la información obtenida se seleccionó una escuela de nivel básico ubicada en la Delegación Tláhuac de la CDMX.

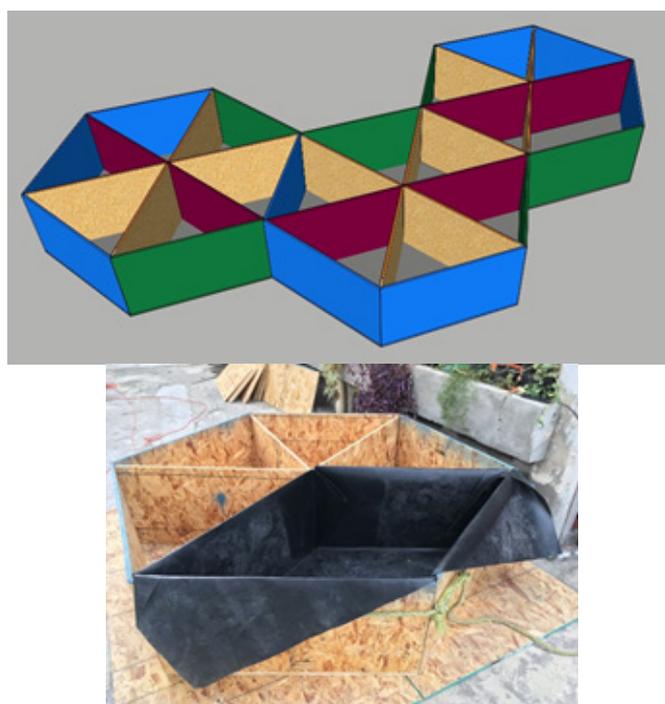


Figura 1. a) Diagrama isométrico del arreglo de módulos conectados en serie para el HAM. b) Módulo con geomembrana.

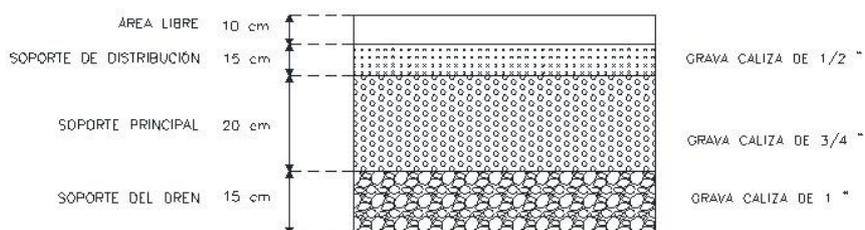


Figura 2. Perfil granulométrico del HAM para caliza

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La población total de la escuela seleccionada, considerando alumnos y trabajadores en ambos turnos, es de 1,246 personas. Aplicando un volumen per cápita de producción de aguas grises y amarillas de 0.6 L d^{-1} , y 1.8 L d^{-1} , resulta en una generación volumétrica combinada de $2.99 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ (Tabla 1).

Tabla 1. Características del sitio seleccionado para la instalación del HAM.

Población		Generación de aguas grises y amarillas ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)	
Alumnos por turno	Matutino	644	2.86
	Vespertino	546	
Trabajadores, administrativos y académicos	Matutino	27	0.13
	tino	29	
Total		1246	2.99

La composición fisicoquímica del influente al HAM se muestra en la Tabla 2, la cual se determinó con una mezcla preparada en laboratorio. Los resultados muestran que la composición de las aguas grises y amarillas tienen un desbalance con una proporción DQO/N/P muy baja debido a la alta concentración de nitrógeno en la orina.

Tabla 2. Caracterización de la mezcla de aguas grises y amarillas.

Parámetro	Unidades	Valor
pH	--	6.21
Temperatura	° C	24
Conductividad	µmhos cm ⁻¹	10.5
Fósforo total (Fosfatos)	mg L ⁻¹	643
Nitrógeno amoniacal	mg L ⁻¹	300
Nitrógeno orgánico	mg L ⁻¹	7700
Nitrógeno total	mg L ⁻¹	8000
N-Nitratos	mg L ⁻¹	1650
N-Nitritos	mg L ⁻¹	0
DQO	mgO ₂ L ⁻¹	5174
Coliformes Fecales	NMP 100 mL ⁻¹	600

Hasta la fecha, los módulos del HAM se encuentra construidos (Figura 2b); el sistema será instalado y arrancado en tercera semana del mes de febrero, por lo que en la Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales se habrán obtenido los primeros datos de calidad de agua, así como el resultado de los primeros talleres de participación social.

CONCLUSIONES

Se diseñó y construyó un HAM subsuperficial para el tratamiento combinado de aguas grises y amarillas en una escuela ubicada en una zona vulnerable, con ausencia de servicios básicos. El sistema presenta una alta flexibilidad técnica debido a que es posible incrementar o disminuir la capacidad volumétrica de tratamiento únicamente incorporando o removiendo módulos, optimizando el área útil y disminuyendo el costo de su construcción. Además el HAM se puede integrar al paisaje de acuerdo con las características de cada sitio.

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría de Ciencia, Tecnología e Innovación de la Ciudad de México en el marco del convenio SECITI/082/2017.

REFERENCIAS

- Bakare, B.F., Mtsweni, S., Rathilal, S. 2017 Characteristics of greywater from different sources within households in a community in Durban, South Africa. *Journal of Water Reuse and Desalination*. 7(4), 520-528.
- Laaffat, J., Aziz, F., Ouazzani, N., Mandi, L. 2017 Biotechnological approach of greywater treatment and reuse for landscape irrigation in small communities. *Saudi Journal of Biological Sciences*. En impresión.
- Ramprasad, C., Smith, C.S., Memon, F.A., Philip, L. 2017 Removal of chemical and microbial contaminants from greywater using a novel constructed wetland: GROW. *Ecological Engineering* 106:55-65.
- Uddin, S.M.N., Li, Z., Ulbrich, T., Mang, H.-P., Adamowski, J.F., Ryndin, R. 2016 Household greywater treatment in water-stressed regions in cold climates using an 'Ice-Block Unit': Perspective from the coldest capital in the world. *Journal of Cleaner Production* 133, 1312-1317.
- Verstraete, W., Van de Caveye, P., Diamantis, V. 2009 Maximum use of resources present in domestic "used water". *Bioresource Technology*, 100, 5537-5545.

Comparación de medios de empaque, usados como ánodos, en un humedal artificial asistido electroquímicamente a escala de laboratorio

María G. Salinas-Juárez*, Diana Yomali Álvarez Esquivel, María del Carmen Durán Domínguez de Bazúa**

* Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Departamento de Química, Av. Instituto Politécnico Nacional 2508, Col. San Pedro Zacatenco, Delegación Gustavo A. Madero, México D.F. Código Postal 07360.

(e-mail: maria.salinas@outlook.com)

** Laboratorio E-301, Conjunto E, Facultad de Química, UNAM, Paseo de la Investigación Científica s/n, Ciudad Universitaria, 04510 México D.F.

(e-mail: mcduran@unam.mx, roquero@unam.mx)

Resumen

Los humedales artificiales asistidos electroquímicamente son un sistema novedoso que proporciona, además del tratamiento de agua, la generación de una corriente eléctrica utilizable. Estos humedales además de contener los componentes de un humedal artificial (medio de empaque, especie vegetal y agua), contienen los componentes de una celda de combustible, como son el ánodo, el cátodo y un circuito eléctrico externo. Las condiciones de aerobiosis y anaerobiosis que ocurren en un humedal, favorecen a las reacciones de óxido reducción por medio de las cuales se genera una corriente eléctrica. Por otro lado, los materiales empleados en el dispositivo son de gran relevancia para la generación de electricidad y el tratamiento del agua residual. En este trabajo se hizo la comparación de diferentes arreglos anódicos que combinaron el material de empaque de un humedal con un material conductor en diferentes proporciones, con el objetivo de determinar si existe una influencia de estas variables y cuál sería la proporción óptima de los materiales. Se encontró que además de que los materiales empleados tienen un efecto en la producción de electricidad, la configuración física o disposición de los componentes es indispensable para la generación de electricidad.

Palabras Clave

Humedales artificiales, medio de empaque, celdas de combustible microbiana con plantas.

INTRODUCCIÓN

Los humedales artificiales asistidos electroquímicamente son un sistema novedoso que proporciona, además del tratamiento de agua, la generación de una corriente eléctrica utilizable. Estos humedales además de contener los componentes de un humedal artificial (medio de empaque, especie vegetal y agua), tienen los componentes de una celda de combustible, como son el ánodo, el cátodo y un circuito eléctrico externo.

Así como el tratamiento del agua residual en un humedal depende de diversos factores involucrados, la generación de una corriente eléctrica se ve influenciada por los materiales y componentes del sistema (De Schampelaire, et al., 2018). Dado que la oxidación de la materia orgánica presente en el humedal mantendrá las reacciones de transferencia de electrones, el ánodo se ubicará justo en donde la reacción de oxidación suceda.

De esta forma, se han analizado diversos materiales y composiciones anódicas con el objetivo de optimizar la transferencia de electrones de los microorganismos electrogénicos al ánodo y de ahí, al resto del circuito. El fieltro de grafito y el grafito en polvo han resultado ser uno de los materiales que favorece una mayor producción de corriente y potencia eléctrica (Aelterman et al., 2008).

El objetivo de este trabajo fue comparar el efecto de la proporción de los materiales del medio de empaque en la generación de electricidad y en la remoción de contaminantes disueltos medidos como la demanda química de oxígeno. De esta forma, se probaron diferentes arreglos anódicos, combinando tezontle y grafito como medio de empaque para la planta y para el ánodo.

METODOLOGÍA

Conformación y construcción del sistema experimental

Se construyeron cuatro celdas de combustible biológicas o humedales artificiales a escala de laboratorio; las celdas se mantuvieron en operación durante 96 días. Las celdas se construyeron utilizando un fieltro de grafito para cada electrodo unido al cable de cobre que formaba el circuito eléctrico externo. La constitución del medio de soporte entre los electrodos se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Reactores con variación del medio de empaque entre los electrodos

Reactor	Características del medio de soporte	Nomenclatura
1	15% grafito en polvo, 85% tezontle	15G85T
2	25% grafito en polvo, 75% tezontle	25G75T
3	50% grafito en polvo, 50% tezontle	50G50T
4	40%tezontle triturado, 60% tezontle	40T60T

Nota: el porcentaje del medio de soporte considera la masa del mismo

Se utilizaron recipientes de PVC (cloruro de polivinilo) de 10.16 cm de diámetro y 15 cm de altura. El fieltro o fibra de grafito tenía forma circular con el diámetro del recipiente (10.16 cm) y un espesor de 0.6 cm (Luken Tecnología, México). En todos los reactores, excepto en el reactor control se plantó la especie vegetal *Phragmites australis*.

Condiciones experimentales, mediciones y cálculos

Las celdas se llenaron con agua residual sintética (ARS). Los reactores se mantuvieron expuestos al aire libre, bajo la sombra. El cálculo de la remoción de contaminantes disueltos (materia orgánica) se hizo a partir de los resultados del análisis de la demanda química de oxígeno. Diariamente se midió el voltaje en circuito abierto con un multímetro digital (Steren MUL-600). Para la determinación de las curvas de descarga se utilizó un potenciómetro fabricado en el laboratorio, así como dos multímetros Steren MUL-600 y BK Precision modelo 390A.

RESULTADOS

Desempeño eléctrico – Densidad de potencia eléctrica

Los reactores con la generación de electricidad mayor eran los que contenían grafito en menor proporción que la del tezontle. El reactor 15G85T en promedio generó 14.04 mW/m², mientras que el reactor 25G75T generó 13.76 mW/m². Las densidades de potencia más altas las originó la celda 25G75T, con 29.70 mW/m². El reactor 50G50T generó potencia con valores menores promediando 11.09 mW/m² y finalmente, el reactor con menor producción fue el que únicamente contenía tezontle, con 4.05 mW/m², en promedio (**Figura 1**). Estos reactores permanecieron produciendo potencia y corriente eléctrica durante el tiempo en el que se operaron. Según el análisis de varianza (p 0.05) no existe una diferencia significativa entre las celdas que contienen grafito y tezontle pero, sí hay una diferencia significativa entre estos tres reactores y el reactor que sólo contiene tezontle.

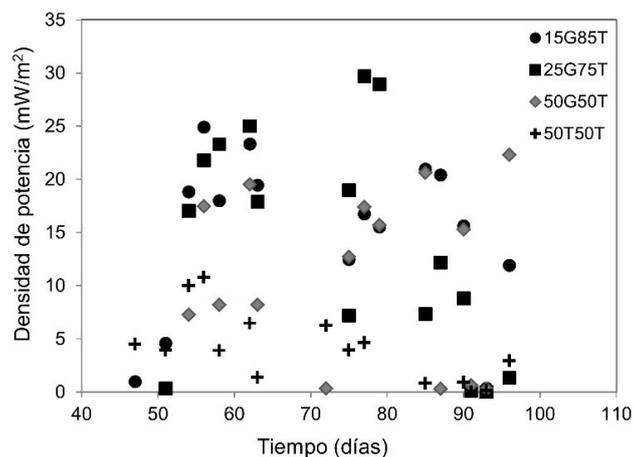


Figura 1. Densidad de potencia registrada en los reactores

Remoción de materia orgánica disuelta medida como DQO

Se registraron remociones alrededor del 50% en 15G85T, 25G75T y 50T50T; en el reactor 50G50T se registró 60.64% de remoción. De acuerdo con el análisis estadístico se observa que no hay una diferencia significativa en los resultados de remoción obtenidos para cada reactor.

DISCUSIÓN

Influencia de las configuraciones anódicas empleadas en la generación eléctrica

En el presente trabajo de investigación se utilizaron dos materiales diferentes como empaque anódico, de manera individual y combinada: el grafito granular y el tezontle. Los resultados muestran que la opción más recomendable dependerá de la configuración completa del ánodo, es decir, de la utilización de fieltro conectado directamente al cable de cobre, del fieltro con barra o del uso de una barra de manera individual.

Según el análisis estadístico realizado con los valores de voltaje en circuito abierto, la configuración que mejor favoreció la generación de potencia y corriente fue 25G75T y no se recomienda tener tezontle al 100%.

Las características del material empleado en el empaque anódico influyen el desempeño eléctrico del sistema bio-electroquímico. Es posible utilizar diferentes materiales como empaque anódico y/o como soporte para la planta y entre ambos electrodos, sin embargo en diversas investigaciones como en esta se ha comprobado que además de tener los materiales adecuados, es importante disponerlos en la conformación física que tenga las mejores condiciones para llevar a cabo las reacciones bio-electroquímicas que garanticen la generación eléctrica Helder et al, 2013, Takanezawa 2010.

Remoción de materia orgánica

Al igual que en el estudio de Fang et al., 2013, en el presente experimento no se encontró una diferencia significativa entre los reactores con planta y el que no contenían planta. Fang et al., 2013 sólo usaron una capa de 2.5 cm de altura como medio de soporte para la planta, en este experimento se tenía una capa de 10 cm; en cualquiera de los casos el diseño no favoreció la remoción de DQO al 100%. La remoción alcanzada equivale a un efluente con aproximadamente 65 mg/L. Por lo que, para futuras investigaciones se requiere hacer un ajuste al diseño de los reactores para obtener una remoción mayor.

Por otro lado, si el sistema experimental se opera en circuito cerrado, la remoción es influenciada por la actividad bio-electroquímica y por lo tanto, la remoción de DQO se ve influenciada por el lecho empacado [Arends et al., 2012]. La remoción obtenida se debió principalmente a la actividad biológica de los microorganismos y de la planta estando el sistema en circuito abierto. Por lo tanto, se podría obtener una remoción mayor cerrando el circuito eléctrico a lo largo del tiempo de experimentación [Fang et al., 2013].

CONCLUSIÓN

Para un mejor desarrollo de los microorganismos es necesario mantener el sistema en circuito cerrado, ya que de esta manera se estimulan los microorganismos del sistema bioelectroquímico.

Los materiales empleados tienen una influencia en la generación de electricidad, dadas sus características para albergar a los microorganismos y sus propiedades conductoras o aislantes, el factor principal será el uso y disposición de los materiales que mejor conduzcan los electrones disponibles para generar una corriente eléctrica.

REFERENCIAS

- Aelterman, P., Versichele, M., Marzorati, M., Boon, N., & Verstraete, W. 2008. Loading rate and external resistance control the electricity generation of microbial fuel cells with different three-dimensional anodes. *Bioresource Technology*, 99(18), 8895–902.
- Arends, J. B. a., Blondeel, E., Tennison, S. R., Boon, N., & Verstraete, W. 2012. Suitability of granular carbon as an anode material for sediment microbial fuel cells. *Journal of Soils and Sediments*, 12(7), 1197–1206.
- De Schampelaire, L., Cabezas, A., Marzorati, M., Friedrich, M. W., Boon, N., & Verstraete, W. 2010. Microbial community analysis of anodes from sediment microbial fuel cells powered by rhizodeposits of living rice plants. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(6), 2002–8.
- 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. *Bioresource Technology*, 144, 165–171.
- Helder, M., Strik, D. P. B. T. B., Timmers, R. a., Raes, S. M. T., Hamelers, H. V. M., & Buisman, C. J. N. 2013. Resilience of roof-top Plant-Microbial Fuel Cells during Dutch winter. *Biomass and Bioenergy*, 51(0), 1–7.
- Takanezawa, K., Nishio, K., Kato, S., Hashimoto, K., & Watanabe, K. 2010. Factors Affecting Electric Output from Rice-Paddy Microbial Fuel Cells. *Bioscience, Biotechnology, and Biochemistry*, 74(6), 1271–1273.

Degradación del agente bactericida triclosan en dos humedales construidos de América Latina

Germán Enamorado-Montes*, Amado Navarro-Frómata**, José Marrugo-Negrete*, Saudith Burgos-Núñez*, Iván Urango-Cárdenas* y José Palacín-Salcedo***

* Grupo de Aguas Química Aplicada y Ambiental, Universidad de Córdoba, Carrera 6 No. 76-103, Montería, Córdoba, Colombia

(E-mail: genamoradomontes@correo.unicordoba.edu.co ; jmarrugo@correo.unicordoba.edu.co; smburgos@correo.unicordoba.edu.co; ivanurango@correo.unicordoba.edu.co)

** Departamento de Alimentos y Tecnología Ambiental, Universidad Tecnológica Izúcar de Matamoros, Prolongación Reforma 168, Santiago Mihucán, Izúcar de Matamoros, Puebla, México

(E-mail: nnavarro48@utim.edu.mx)

***Centro Nacional Colombo Alemán, Calle 30 No. 3E – 164, Barranquilla, Colombia

(E-mail: josepalacin@misena.edu.co)

Resumen

El triclosan, un agente bactericida de amplio espectro incluido en diferentes productos de cuidado personal, en proporciones entre 0.1 a 0.3%, suele detectarse en aguas residuales domésticas. El principal objetivo de este trabajo consistió en evaluar la remoción de triclosan en dos humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal implementados en dos países de latinoamérica: México y Colombia. Para los humedales de Colombia se emplearon recipientes de fibra de vidrio llenados con grava, la operación fue por lotes con un tiempo de residencia hidráulica (TRH) de 2.5 y 5 días, fueron plantados con *Cyperus alternifolius*, *Typha latifolia*. En los humedales de México se emplearon contenedores plásticos llenados con grava, la operación fue bajo flujo continuo a TRH de 1, 3 y 5 días, fueron plantados con *T. latifolia* y *Phragmites australis*. En los sistemas evaluados en Colombia se alcanzaron remociones medias totales de 95.5% por encima de las encontradas en México de un 73%, no obstante, los factores especie de macrófita y TRH no resultaron significativos sobre la remoción de triclosan. Los resultados del análisis de componentes principales (ACP) sugieren una relación entre la temperatura y la conductividad eléctrica con las remociones de triclosan.

Palabras Clave

Triclosan; humedal construido; análisis de componentes principales

INTRODUCCIÓN

Las El triclosan (TCS) es un agente microbiano sintético de amplio espectro, posee propiedades de antibiótico y antimicótico, es capaz de bloquear la síntesis de ácidos grasos por inhibición de la enzima enoil reductasa. Debido a la gran demanda de productos de cuidado personal entre los cuales se puede incluir el TCS en proporciones de 0.1 a 0.3%, la presencia de este contaminante en las aguas residuales domésticas es cada vez más preocupante. Los humedales construidos son sistemas de ingeniería diseñados y construidos para emular los procesos naturales involucrados en los mecanismos de remoción de contaminantes, bajo condiciones controladas (Vymazal 2011). El principal objetivo de este trabajo consistió en evaluar la remoción de TCS en dos humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal América Latina: México y Colombia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las características de diseño y operación de ambos sistemas se muestran en la tabla 1. En ambos experimentos se trabajó con agua sintética; para el caso del humedal de México se emularon las características del agua del río Nexapa, mientras que para el humedal de Colombia se empleó agua del río Sinú fortificada con nutrientes y el contaminante. El TCS fue obtenido a partir de talco para pies adquirido en farmacias locales

Tabla 1. Características de diseño y operación de los humedales construidos implementados en Colombia y México

	Colombia	México
Macrófita	<i>T. latifolia</i> , <i>C. alternifolius</i> , sin plantar	<i>T. latifolia</i> , <i>P. australis</i> , sin plantar
TRH (días)	2.5 y 5	1, 3 y 5
Modo de operación	Operación por lotes	Operación flujo continuo
Diseño	Fibra de vidrio (0.80 x 0.40 x 0.80 m); Área=0.32 m ² ; altura columna de agua = 40 cm; grava (porosidad = 0.42, D60 = 10 mm)	Plástico (0.98 x 0.60 x 0.35 m); A= 0.60m ² ; altura columna de agua = 34 cm; grava (porosidad = 0.40, D60 = 10 mm)
Ubicación	Casa malla, Laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental, Universidad de Córdoba, Montería, Córdoba	Invernadero, Campus Universidad Tecnológica Izúcar de Matamoros, Izúcar de Matamoros, Puebla

Monitoreo y seguimiento

Se realizaron mediciones de los siguientes parámetros *in situ*: pH, conductividad eléctrica (CE), potencial de óxido-reducción (ORP), oxígeno disuelto (OD) y temperatura (T). Estos fueron determinados mediante sensores previamente calibrados.

Determinación de TCS

Se empleó el método EPA 3535A (2007) de extracción en fase sólida con cartuchos C18. Se tomó 1L de muestra y se eluyó por el cartucho C18, el extracto se llevó hasta aproximadamente 1mL por medio de rotaevaporador, luego se secó en corriente de nitrógeno y se reconstituyó hasta 1mL para su inyección. La cuantificación se realizó por CG-EM, previa derivatización con hidróxido de trimetilsulfonio de acuerdo con el método de Matamoros et al. (2010) con modificaciones. Las condiciones cromatográficas fueron: $T_{inicial} = 90^{\circ}\text{C}$ por 1 min, $5^{\circ}\text{C}/\text{min}$ hasta 290°C , con registro isotérmico final; $T_{inyector} = 295^{\circ}\text{C}$, Helio a un flujo de 1.5 mL/min, en modo de impacto electrónico (70ev) y barrido 35 - 450 amu. El monitoreo fue Full Scan y la $T_{interfase} = 280^{\circ}\text{C}$.

Evaluación de la eficiencia de los sistemas de humedales construidos

La remoción de TCS se evaluó como:

$$\%Remoción = \frac{Carga_{inicial} - Carga_{final}}{Carga_{inicial}} \times 100\%$$

Dónde: $Carga_{inicial}$ es la concentración de TCS a la entrada del humedal multiplicada por el caudal medio de entrada y $Carga_{final}$ es la concentración a la salida del humedal por el flujo de salida.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Remoción de triclosan

Las remociones medias de TCS fueron de un 95.5% para el humedal situado en Colombia, siendo superiores a las observadas en los sistemas establecidos en México donde se registraron remociones

generales de 73% (figura 1). En ninguna de las locaciones la presencia de plantas significó un incremento en las remociones de TCS, asimismo, el anova de efectos principales, conducido por independiente para cada experimento, evidenciaron que la especie de macrófita y el TRH no afectaron de manera significativa la remoción del fármaco. Se presenta una tendencia clara en ambos estudios, el TCS es removido eficientemente con cortos tiempos de residencia, y bajo cualquier tipo de macrófita o incluso en ausencia de estas. Remociones elevadas de TCS, superiores al 70%, fueron reportadas para sistemas de humedales verticales por Avila et al., (2014). Para sistemas de flujo libre las remociones pueden ser más, a partir de un 80% y hasta un 98% (Liu et al; 2015; Zhao et al., 2016). Finalmente en sistemas de flujo subsuperficial horizontal, Vymazal et al (2016) reportó remociones medias inferiores al 70% para 4 humedales de Rusia.

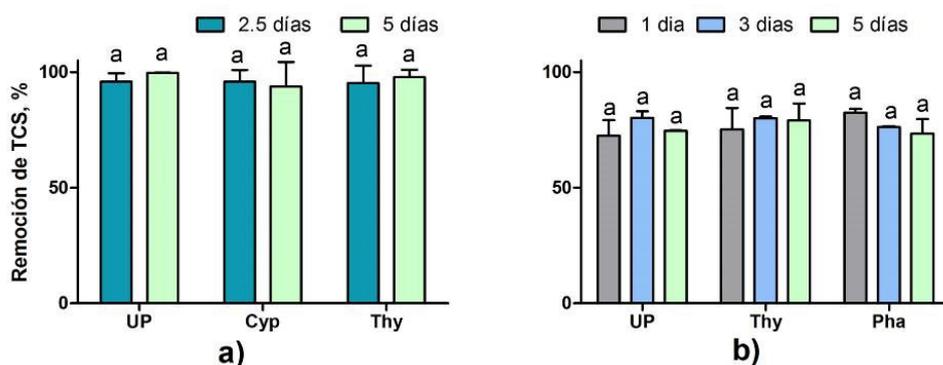


Figura 1. Remociones medias de TCS de los sistemas plantados y sin plantar en los humedales implementados en a) Colombia y b) México. Letras distintas indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Tukey ($\alpha=0.05$). UP= sin plantar; Cyp= *C. alternifolius*; Thy= *T. latifolia*; Pha= *P. australis*

Relación entre la remoción de TCS y las condiciones ambientales

La tabla 2 hace referencia a los valores medios de los parámetros *in situ*. De acuerdo con las características del agua que ingresa a cada sistema, se observan diferencias en los niveles de OD, CE, T y ORP, una vez dentro de los humedales construidos tanto el ORP como el OD se hacen similares. Por su parte, los parámetros de T y CE siguen siendo diferentes.

Tabla 2. Parámetros *in situ* en los humedales construidos implementados en México y Colombia.

	Colombia				México			
	Entrada	Salida			Entrada	Salida		
		Cyp	Thy	UP		Thy	Pha	UP
OD (mg/L)	6.6	0.9	1.5	0.8	1.5	1.7	1.6	1.4
CE ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	227.6	427.6	461.4	346.6	2307.5	2999.5	3112.5	2284.3
pH	7.1	6.9	6.7	7.3	7.7	7.2	7.3	7.9
T ($^{\circ}\text{C}$)	31.1	31.2	31.2	32.2	26.3	24.1	24.6	24.2
ORP (mV)	76.7	-18.5	14.2	-0.9	-108.2	-94.6	-140.5	-73.2

UP= sin plantar; Cyp= *C. alternifolius*; Thy= *T. latifolia*; Pha= *P. australis*

El ACP permitió reducir a 3 dimensiones las variables estudiadas (Eigenvalor mayor a 1). El componente 1 explica la varianza en un 49.5% la varianza, con las variables localidad (país), CE, T y remoción de triclosan (TCS) estrechamente relacionadas; el componente 2 explica un 15.3% de la varianza y se relaciona con las variables OD, ORP y el TRH; finalmente el componente 3 explica un

12.7% de la varianza total, agrupando la variables especie de macrófita y pH. Las relación entre las condiciones ambientales y la remoción de TCS se resume en la figura 2, se observan tres grupos de variables definidos que denotan las tres componentes principales; un primer grupo con las variables país, T, CE y TCS que están más cercanas al origen de la gráfica, los parámetros de T y CE son los que incorporan las diferencias más relevantes entre el agua de ingresa al humedal de México y la que ingresa al humedal de Colombia, esto podría sugerir una importante información acerca de la importancia de las características fisicoquímicas del agua a tratar a la hora de eliminar TCS en humedales de flujo subsuperficial; el segundo grupo de variables que se encuentra a la derecha de la figura es conformado por el TRH, OD y ORP, determinan la cantidad de oxígeno en el sistema; por último, un tercer grupo es observado en la parte superior de la gráfica con las variables $E_{\text{macrófita}}$ y pH, esta dependencia se explique porque los lechos sin plantar de ambas localidades incrementan ligeramente los niveles de pH.

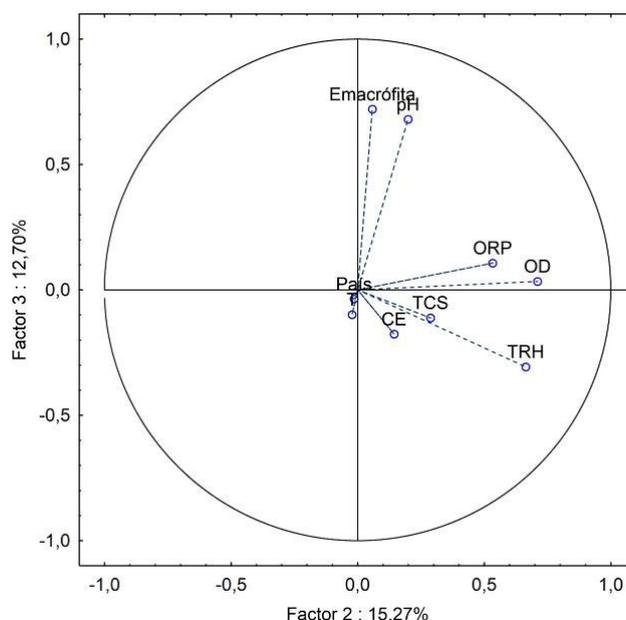


Figura 2. Componentes 2 y 3 del análisis de componentes principales de las variables *in situ*, la remoción de TCS y los parámetros de diseño y operación de los humedales construidos. $E_{\text{macrófita}}$ representa la variable especie de macrófita; País representa la variable localización (México o Colombia); TCS es la remoción de triclosan.

CONCLUSIONES

Las altas remociones de TCS no fueron explicadas a partir de los parámetros de diseño y operación, por su parte, las variables temperatura y conductividad eléctrica en el agua de entrada conllevaron a condiciones diferenciadas en los humedales de ambas locaciones resultando en remociones ligeramente superiores en los humedales implementados en Colombia.

AGRADECIMIENTOS

AECID (España), Universidad Tecnológica Izúcar de Matamoros (México), Universidad de Córdoba (Colombia) por el acuerdo 033 de 2016 proyecto FCB-11-2016.

REFERENCIAS

- Ávila, C., Nivala, J., Olsson, L., Kassa, K., Headley, T., Mueller, R. A., ... García, J. 2014. Emerging organic contaminants in vertical subsurface flow constructed wetlands: influence of media size, loading frequency and use of active aeration. *Science of the Total Environment* 494, 211-217.
- Liu, J., Wang, J., Zhao, C., Hay, A. G., Xie, H., & Zhan, J. 2015. Triclosan removal in wetlands constructed with different aquatic plants. *Applied Microbiology and Biotechnology* 100(3), 1459–1467.
- Matamoros, V., Jover, E., Bayona, J. 2010. Part-per-Trillion Determination of Pharmaceuticals, Pesticides, and Related Organic Contaminants in River Water by Solid-Phase Extraction Followed by Comprehensive Two-Dimensional Gas Chromatography Time-of-Flight Mass Spectrometry. *Analytical chemistry* 82(2), 699–706.
- Vymazal, J. 2011. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience. *Environmental Science & Technology* 45(1), 61–69.
- Vymazal, J., Březinová, T. D., Koželuh, M., Kule, L. 2016. Occurrence and removal of pharmaceuticals in four full-scale constructed wetlands in the Czech Republic – the first year of monitoring. *Ecological Engineering* 98, 354-364
- Zhao, C., Xie, H., Xu, J., Zhang, J., Liang, S., Hao, J., ... Wang, J. 2016. Removal mechanisms and plant species selection by bioaccumulative factors in surface flow constructed wetlands (CWs): In the case of triclosan. *Science of The Total Environment*, 547, 9–16.

Towards a Constructed Wetlands Knowledge Platform

Tamara Avellán*, Néstor De la Paz**, Kurt Brüggemann*,***, Leon Zimmermann****, Vaitheswari Selvam****

* Water Resources Management Unit, Institute for Integrated Management of Material Fluxes and of Resources (UNU-FLORES), United Nations University, 01067 Dresden, Germany

**Centro de Investigación en Geografía y Geomática “Ing. Jorge L. Tamayo”, A.C. (CentroGeo), 14240 CDMX, México
(nestordelapaz@centrogeo.edu.mx)

***Technische Universität Dresden, Faculty of Environmental Sciences, Department of Hydrosociences

Abstract

80% of all wastewater worldwide is released untreated into the environment, leading to deteriorating water quality. Achieving universal access to sanitation while improving water quality by halving the proportion of untreated wastewater and increasing its safe reuse are the 6.2 and 6.3 targets of the Sustainable Development Goals (SDGs). Constructed Wetlands (CWs) can contribute to these targets, but currently there is little knowledge about the contribution of CWs to the global amount of treated wastewater. UNU-FLORES has initiated the process of establishing a global Constructed Wetlands Knowledge Platform (CWKP). As a first step, a user requirements analysis was carried out through a two-step expert survey distributed globally through social media and target networks. This allowed defining key parameters, information and functions to be implemented in the platform. From this, a pre-set data infrastructure, highlighting about 70 CWs parameters, was derived and implemented in a pilot level GIS based platform. By using data from peer-reviewed journal articles a preliminary Knowledge Platform can be visualized.

Key words: database, GIS, interactive, Sustainable Development Goals, SDG 6.3

INTRODUCTION

Building on the principle of the Millennium Development Goals (MDG), the United Nations General Assembly adopted 17 Sustainable Development Goals (SDGs) (United Nations 2015) to achieve sustainable development by 2030. In contrast to the Millennium Development Goals, a dedicated Sustainable Development Goal (SDG) for water was agreed upon, namely SDG 6. This goal contains 6 targets of which target 6.3 shall “by 2030, improve water quality by reducing pollution, eliminating dumping and minimizing release of hazardous chemicals and materials, halving the proportion of untreated wastewater and increasing recycling and safe reuse globally”. This implies assessing the baseline of the amount of wastewater that is being disposed without treatment into the environment or conversely the amount of wastewater that is currently treated by a variety of systems.

Constructed wetlands are nature-based solutions for pollution control and have a long-standing history of being able to deal with a broad range of wastewaters. The application of constructed wetlands span different climatic zones (Zhang et al. 2014), while using different plant species (Kantawanichkul, Kladprasert, and Brix 2009; Freedman et al. 2014), and cleaning different types of wastewater from the classic reduction of nitrogen and phosphorous in household wastewater to extreme cases of heavy metal absorption (Lizama A., Fletcher, and Sun 2011; Sultana et al. 2014; Türker, Vymazal, and Türe 2014; Guittonny-Philippe et al. 2014).

Overall the landscape of the breadth of the performance of CW can be found in standard works such as (Kadlec and Wallace 2009), as well as in review or meta-studies on particular aspects eg. (Vymazal 2010) on nitrogen cycling. There are also some efforts of regional collection of information in databases, e.g. in North America (NADB) and in several European countries (UK, Ireland, France, Germany, Denmark, Italy etc.). However, there seems to be to date no global hub for the collection and analysis of the amount of wastewater being cleaned by constructed wetlands nor how they are performing.

In this presentation, we wish to present the initial steps of attempting to build such a platform. They

consisted of (1) assessing user requirements, (2) deriving a database framework, (3) prototyping a geographic information system (GIS) platform.

MATERIALS & METHODS

Assessing user requirements

Questionnaires are a cost-effective technique being used for requirements elicitation from a larger amount of persons spread over a large area or different time zones (Yousuf and Asger, 2015). Requirements elicitation is an iterative process and same applied to the design of a global questionnaire, resulting in two stages. First, a questionnaire-based preliminary survey was carried out. A set of ~35 experts from different user groups (research, civil society, donor organizations, government, governmental development agencies, consulting firms, and international organizations) were chosen. The aim of this was to collect contacts of further potential users and networks (snowball sampling), and gather essential user requirements regarding elements and functions of the platform components for the design and distribution of the global questionnaire. The second questionnaire aimed at measuring the necessity or importance of the previously suggested elements and components of the database and the WebGIS, and of further refining these into parameters.

Deriving a database framework

The categories for the database framework were derived from the results of the preliminary survey that regarded the elements and functions of the platform components. The parameters within each category were further refined based on the findings of the second questionnaire. Further parameters that are crucial for the geographic information system and databases with numerous functionalities (e.g. metadata) were also added.

Prototyping a geographic information platform

We used Geonode, a geospatial content management system that allows the publication and sharing of geospatial data (GeoNode Development Team 2018, 7) as the GIS based platform. An UNU Ubuntu server was used to host, install, configure and modify the look of GeoNode. After, the information gathered in the database framework was transformed into shapefiles using QGIS (QGIS Development Team 2018) to finally upload the data.

RESULTS

Assessing user requirements

Participants of the pre-survey responded that they expect to use the platform for the following purposes:

- getting to know existing constructed wetlands,
- providing evidence to further stakeholders,
- deriving references for feasibility and design studies,
- analysing measured performance data,
- including data into national/international reports and information systems, and teaching.

Respondents suggested around 40 elements for the underlying data structure of the platform.

Deriving a database framework

The current database framework consists of the following categories of data: (1) Site information, (2) System information, and (3) Operational data and other information. Each category has 5 to 159 parameters. Each wetland system is coded with a unique identifier which is related to one particular geographic location and described in a peer-reviewed journal article. This way, high quality of the used data is ensured. The parameters are organized in a database system that will be managed by R statistics.

Prototyping a geographic information platform

The current prototype of the CWKP based on GeoNode can perform basic functions of uploading and downloading information, manipulate and visualizing spatial data through maps with interactivity tools, such as measuring, using a graphical style editor, share and embed maps in web pages or print them (GeoNode Development Team 2018, 10), where PostgreSQL and PostGIS are the database components that store and manage spatial data and information for GeoNode (GeoNode Development Team 2018, 30). It is also possible to upload documents as PDF or Excel files and associate them with their respective wetland point in a map. Geo-analysis functions are so far limited.

DISCUSSION & CONCLUSION

The step-wise approach of (a) assessing user requirements, (b) defining a database framework and (c) prototyping, allows for the development of a platform that can serve multiple needs. On the one hand academics and practitioners may use the gathered data for future research on optimisation and design. On the other hand, NGOs, IGOs, and government entities may use overall findings or regional case examples for suggesting the use of constructed wetlands as alternative wastewater treatment measures. Overall, the more data is gathered, the better the recommendations on all levels may be. This entails providing the data to this platform in a secure and quality controlled manner. This is an effort the constructed wetlands community should undertake collectively.



Figure 1. A prototype of the cwkp representing a first set of wetlands

ACKNOWLEDGEMENTS

Tamara Avellán thanks the German Federal Ministry of Education and Research (BMBF) and the Saxon State Ministry for Science and the Arts (SMWK) for providing research funding for UNU-FLORES. Mr Brüggemann, Mr Zimmermann and Ms Selvam co-authored this article as part of the Master's Program "Hydro Science and Engineering" and "Wasserwirtschaft" at Technische Universität Dresden. Mr Brüggemann is a scholar of the Rosa Luxemburg Stiftung. Ms Selvam received funding from the German Academic Exchange Service (DAAD). Mr de la Paz received funding from the "Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología" (CONACYT), Mexico for his 3-month internship at UNU-FLORES. They express their gratitude for the financial support that made their research at UNU-FLORES possible.

REFERENCES

- Freedman, Alexander, Amit Gross, Oren Shelef, Shimon Rachmilevitch, and Shai Arnon. 2014. 'Salt Uptake and Evapotranspiration under Arid Conditions in Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland Planted with Halophytes'. *Ecological Engineering* 70 (September):282–86. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.06.012>.
- GeoNode Development Team. 2018. 'GeoNode Documentation Release 2.6'. <https://media.readthedocs.org/pdf/geonode/latest/geonode.pdf>.

- Guittonny-Philippe, Anna, Véronique Masotti, Patrick Höhener, Jean-Luc Boudenne, Julien Viglione, and Isabelle Laffont-Schwob. 2014. 'Constructed Wetlands to Reduce Metal Pollution from Industrial Catchments in Aquatic Mediterranean Ecosystems: A Review to Overcome Obstacles and Suggest Potential Solutions.' *Environment International* 64 (March):1–16. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.11.016>.
- Kadlec, Robert H., and Scott D. Wallace. 2009. *Treatment Wetlands*. 2. ed. Boca Raton, Fla.: CRC Press.
- Kantawanichkul, Suwasa, Supreeya Kladprasert, and Hans Brix. 2009. 'Treatment of High-Strength Wastewater in Tropical Vertical Flow Constructed Wetlands Planted with *Typha Angustifolia* and *Cyperus Involucratus*.' *Pollution Control by Wetlands* 35 (2):238–47. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.06.002>.
- Lizama A., Katherine, Tim D. Fletcher, and Guangzhi Sun. 2011. 'Removal Processes for Arsenic in Constructed Wetlands.' *Chemosphere* 84 (8):1032–43. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.04.022>.
- QGIS Development Team. 2018. 'QGIS: A Free and Open Source Geographic Information System.' Welcome to the QGIS Project! 2018. <https://qgis.org/en/site/>.
- Sultana, Mar-Yam, Christos S. Akrotos, Stavros Pavlou, and Dimitrios V. Vayenas. 2014. 'Chromium Removal in Constructed Wetlands: A Review.' *International Biodeterioration & Biodegradation* 96 (December):181–90. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.08.009>.
- Türker, Onur Can, Jan Vymazal, and Cengiz Türe. 2014. 'Constructed Wetlands for Boron Removal: A Review.' *Ecological Engineering* 64 (March):350–59. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.01.007>.
- United Nations. 2015. 'Transforming Our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development.' New York: United Nations.
- Vymazal, Jan. 2010. 'Constructed Wetlands for Wastewater Treatment.' *Water* 2 (3):530–49. <https://doi.org/10.3390/w2030530>.
- Yousuf, Masooma, and Asger, M. 2015. 'Comparison of Various Requirements Elicitation Techniques.' *International Journal of Computer Applications* 116 (April):8-15. <http://research.ijcaonline.org/volume116/number4/pxc3902408.pdf>
- Zhang, Dong Qing, K.B.S.N. Jinadasa, Richard M. Gersberg, Yu Liu, Wun Jern Ng, and Soon Keat Tan. 2014. 'Application of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Developing Countries – A Review of Recent Developments (2000–2013)'. *Journal of Environmental Management* 141 (August):116–31. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.03.015>.

Comportamiento del sistema integrado humedal construido-celda combustible microbiana para el tratamiento de aguas servidas y generación de electricidad

Thais González* y Gladys Vidal

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Ambientales y Centro Center EULA-Chile, Universidad de Concepción. P.O. Box 160- C. Concepción-Chile.

(E-mail: tgonzalezp@udec.cl).

Resumen

El objetivo de esta investigación fue evaluar el comportamiento del sistema integrado humedal construido-celda combustible microbiana para el tratamiento de aguas servidas y generación de electricidad. Se evaluaron dos sistemas fueron estudiados a escala de laboratorio. Un humedal construido de flujo subsuperficial vertical usado como control (HFSSV) y que cuenta con una celda de combustible integrada (HSSV-CCM). Los sistemas fueron operados en modalidad feedback y alimentados con influente sintético simulando un agua servida.

Los resultados del estudio muestran que los sistemas HFSSV y HFSSV-CM alcanzan eficiencias de eliminación promedio de demanda química de oxígeno (DQO) de $70,2 \pm 4,4$ y $76,1 \pm 10,6$ %, respectivamente. Por otra parte, la oxidación de la materia orgánica generó en HFSSV-CCM una diferencia de potencial entre ánodo y cátodo termodinámicamente favorable obteniendo en promedio un voltaje de 100 mV.

Palabras clave: humedal construido, celda combustible microbiana, aguas servidas, recuperación de energía.

INTRODUCCIÓN

Un humedal construido (HC) es un sistema de ingeniería efectivo y económicamente viable para la depuración de aguas servidas mientras que una celda combustible microbiana (CCM) es un dispositivo bioelectroquímico que produce electricidad a partir de materia orgánica. Los HCs y las CCMs han sido estudiadas intensamente de forma individual, pero la combinación de ambas es una innovación tecnológica que ha ganado atención debido a su potencial uso como sistema recuperador de energía en forma de electricidad durante el tratamiento de aguas servidas (Doherty et al., 2015). En los últimos años, se han hecho esfuerzos para poder combinar o integrar de mejor forma los dispositivos bioelectroquímicos recuperadores de bioenergía (CCMs) en humedales construidos, lo que podría aumentar sus ventajas competitivas frente a otros sistemas de tratamiento (Liu et al., 2015). Yadav et al. (2012) por primera vez demostraron con éxito la combinación de CCMs con HCs para el tratamiento de aguas servidas. Los resultados de este estudio muestran que estos sistemas pueden transformar el 75% medido como DQO de una concentración inicial de 1500 mg/L de sacarosa y colorante, generando electricidad medida como densidad de potencia igual a $15,73 \text{ mW/m}^2$. La integración de una CCM en HCs no debería ser a costa de la reducción de su eficacia en la eliminación de contaminantes de las aguas servidas, por el contrario, se ha observado una mejora en el rendimiento de los HCs como sistemas depuradores. Por otro lado, Oon et al. (2015) insertaron ánodos de felpa de carbono inoculados con lodo anaeróbico en un humedal de flujo vertical ascendente y consiguieron eficiencias de eliminación del 100% a partir de una carga orgánica de $3,8 \text{ g DQO/m}^2 \text{ d}$ con 422 mV de diferencia de voltaje. En general se han reportado rendimientos desde el 76.5% (Zhao et al., 2013) y hasta el 86% en eliminación DQO contenida en aguas servidas (Fang et al., 2015).

El objetivo de este trabajo es evaluar el comportamiento del sistema integrado humedal construido-celda combustible microbiana para el tratamiento de aguas servidas y generación de electricidad.

MATERIALES Y METODOS

En la Figura 1e muestran las dos unidades experimentales construidas a escala de laboratorio. Una de ellas con la celda combustible microbiana integrada al humedal construido que de flujo subsuperficial

vertical (HFSSV-CCM) y la segunda unidad usado como control que consiste solo en el humedal construido (HFSSV). Ambas unidades fueron construidas en acrílico con una altura de 0.70 m y una sección cuadrada interna de 0.15 m x 0.15 m. Como macrófita se utilizó un ejemplar maduro de *Schoenoplectus californicus* (Vera et al., 2011; López et al. 2016) y el medio de soporte fue zeolita y grava con tamaño partícula entre 5-10 mm. La CCM está formada por 2 electrodos de carbón activado granular, cátodo y ánodo, conectados mediante cables de cobre a un resistor eléctrico externo de 100 ohm. Como colector de electrones se utilizó una malla de acero inoxidable mesh-12. HFSSV-CCM y HFSSV fueron alimentados en modo feedbatch por 7 días con un agua servida sintética que contenía glucosa y acetato como fuente de carbono bajo diferentes concentraciones iniciales (Periodo I= 150 mg/L DQO y Periodo II= 230 mg/L DQO).

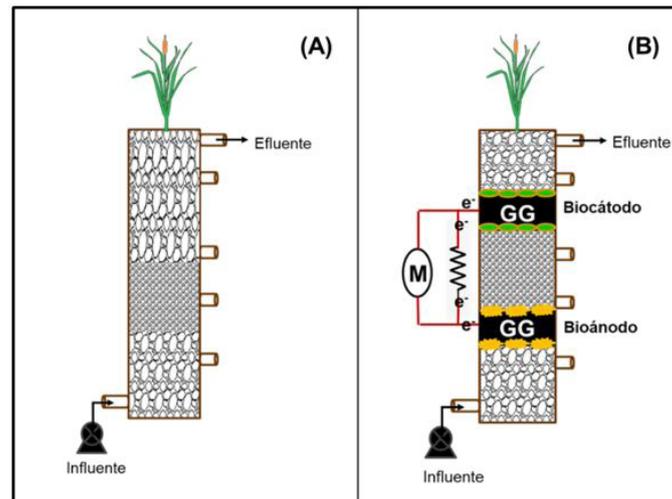


Figura 1. Configuración unidades experimentales para sistema control HFSSV (A) y sistema integrado HFSSV-CCM (B)

RESULTADOS Y DISCUSION

Rendimiento en el tratamiento de aguas servidas

La Figura 2 muestra la eficiencia de eliminación de la DQO para el sistema control HFSSV y el sistema integrado HFSSV-CCM. Los resultados durante el periodo I muestran rendimientos promedios de $63,4 \pm 8,16$ y $66,2 \pm 7,00$ % para HFSSV y HFSSV-CCM respectivamente. No se encontraron diferencias en dichos valores debido a que el periodo I incluye una etapa de aclimatación por parte de la comunidad microbiana luego de que ambos sistemas fueran inoculados con un lodo mixto proveniente de una planta de tratamiento de aguas servidas. Durante el periodo II los valores fueron $70,2 \pm 4,43$ % para HFSSV y $76,1 \pm 10,59$ % para HFSSV-CCM. Se observó un aumento del 6 y 20 % en las eficiencias de eliminación de materia orgánica para HFSSV y HFSSV-CCM respectivamente. Esto indicaría que la comunidad microbiana ha ido creciendo y desarrollando de forma adecuada sobre el medio de soporte.

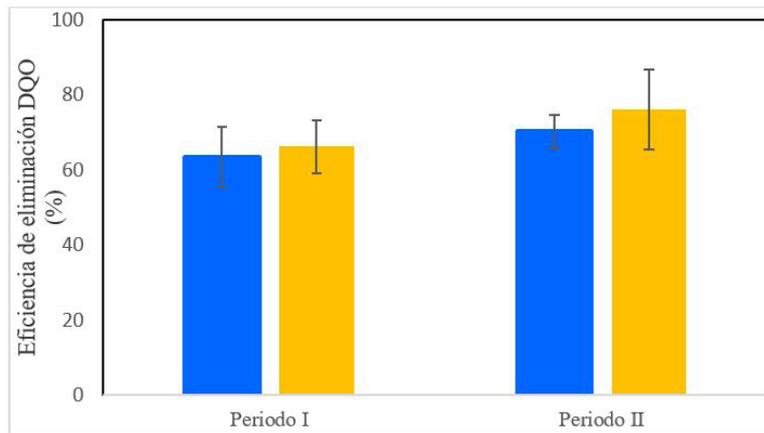


Figura 2. Eficiencia de eliminación de DQO para HFSV (■) y HFSSV-CCM (■) durante los distintos periodos de operación.

Generación de electricidad

La Figura 3 muestra la generación de voltaje obtenido del sistema integrado HFSSV-CCM durante el periodo I y II de operación. Se muestra que al aumentar la carga orgánica del influente sintético desde 150 hasta 230 mg/L de DQO, se produce un aumento de voltaje de 60 a 100 mV. Esto indica que la materia orgánica presente en el agua servida sintética fue oxidada por la biopelícula formada sobre los electrodos generando en HFSSV-CCM una diferencia de potencial entre ánodo y cátodo termodinámicamente favorable obteniendo en promedio un voltaje estable de 110 mV al finalizar el último ciclo de alimentación.

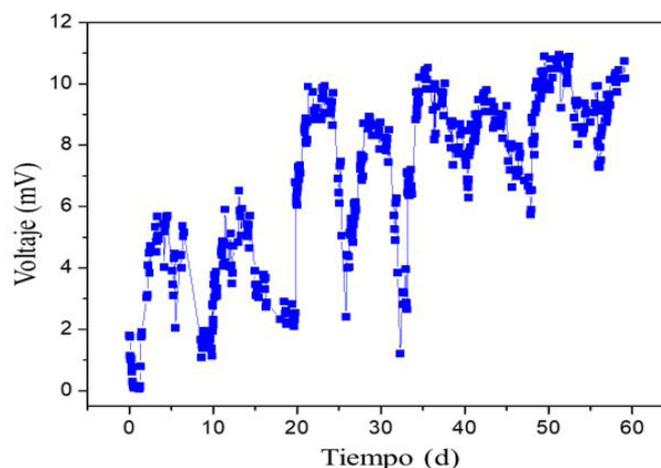


Figura 3. Voltaje de celda generado por HFSSV-CCM.

CONCLUSION

Al aumentar la carga orgánica desde 4,8 a 7,3 g DQO/m² d la materia orgánica degradada fue de 70,2 ±4,43 % para HFSV y 76,1 ±10,59% para HFSSV-CCM. Por lo tanto, la integración de una CCM no tiene efectos adversos sobre la capacidad del HC para depurar eficientemente aguas servidas. La oxidación de la materia orgánica generó en HFSSV-CCM una diferencia de potencial entre ánodo y cátodo termodinámicamente favorable obteniendo un voltaje promedio de 60 mV durante el periodo I (150 mg/L DQO) y 100 mV durante el periodo II (230 mg/L DQO).

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por CONICYT/BECA DOCTORADO NACIONAL/21160606 y CONICYT FONDAP/15130015.

REFERENCIAS

- Doherty, L., Zhao, Y., Zhao, X., Wang, W. (2015b). Nutrient and organics removal from swine slurry with simultaneous electricity generation in an alum sludge-based constructed wetland incorporating microbial fuel cell technology, *Chemical Engineering Journal* 266: 74-81.
- Fang, Z., Song, H., Cang, N., Li, X. (2015). Performance of microbial fuel cell coupled constructed wetland system for decolorization of azo dye and bioelectricity generation, *Bioresource Technology* 144: 165-171.
- Liu, R., Zhao, Y., Doherty, L., Hu, Y., Hao, X. (2015). A review of incorporation of constructed wetland with other treatment processes. *Chemical Engineering Journal* 279: 220-230.
- López, D., Sepúlveda, M. and Vidal, G. 2016. *Phragmites australis* and *Schoenoplectus californicus* in constructed wetlands: Development and nutrient uptake. *J. Soil. Sci. Plant. Nutr.* 16, 763-777.
- Oon, Y., Ong, S., Ho, L., Wong, Y., H, Y., Kaur, W. (2015). Hybrid system up-flow constructed wetland integrated with microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and electricity generation, *Bioresource Technology* 186: 270-275.
- Vera, I., García, J., Sáez, K., Moragas, L., Vidal, G. (2011). Performance evaluation of eight years experience of constructed wetland systems in Catalonia as alternative treatment for small communities, *Ecological Engineering*, 37: 364-371.
- Yadav, A.K., Dash, P., Mohanty, A., Abbassi, R., Mishra B.K. (2012). Performance assessment of innovative constructed wetland-microbial fuel cell for electricity production and dye removal. *Ecological Engineering* 47: 126-131.
- Zhao, Y., Collum, S., Phelan, M., Goodbody, T., Doherty, L., Hu, Y. (2013). Preliminary investigation of constructed wetland incorporating microbial fuel cell: Batch and continuous flow trials. *Chemical Engineering Journal* 229: 364-370.

Generación de corriente eléctrica en humedales bioelectroquímicos

Santiago Cabred, Aisha Guardia, Valeria Giunta, Juan E. Busalmen, Juan P. Busalmen y Sebastián Bonanni*

* INTEMA (Conicet), Av. Colon 10850, Mar del Plata, Argentina
(E-mail: sebastian.bonanni@fi.mdp.edu.ar)

Resumen

Las bacterias denominadas electro-activas tienen la capacidad de generar una corriente eléctrica a partir de la oxidación de materia orgánica (hemirreacción anódica). Su aplicación en el tratamiento de aguas residuales resulta atractiva por permitir recuperar energía en un único paso y con velocidades de degradación mayores a los microorganismos metanogénicos, con quienes compiten por los nutrientes. Aquí se mostrará su funcionamiento de un humedales de tratamiento de aguas residuales domésticas a escala domiciliar que permite recuperar energía útil para la alimentación de circuitos eléctricos de baja potencia como la iluminación LED o la carga de teléfonos móviles. La limitación principal del sistema es la baja velocidad de reducción de oxígeno, reacción que funciona como hemirreacción catódica, recibiendo los electrones liberados por las bacterias electro-activas. Se mostrarán distintas variantes que se están estudiando para superar esta limitación, como la aplicación de microalgas para la generación de oxígeno in-situ o métodos de aireación pasiva que mejoran la transferencia de oxígeno al sistema.

Palabras Clave

Humedales bioelectroquímicos; recuperación de energía; aguas domiciliarias; microalgas; aireación pasiva.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años ha comenzado a estudiarse la aplicación de microorganismos electro-activos en humedales de tratamiento, dando lugar a los denominados humedales bioelectroquímicos (Aguirre-Sierra *et. al*, 2016). Estos microorganismos crecen formando biofilms sobre materiales conductores y oxidan compuestos orgánicos presentes en aguas residuales (Kim et al., 2004). Los electrones que se obtienen de la oxidación son transferidos al material conductor, que actúa como un aceptor inagotable de electrones. Además, la mera presencia de un material conductor ha mostrado acelerar los procesos de biodegradación al potenciar el intercambio directo de electrones entre especies (DIET por sus siglas en inglés, “*Direct Interspecies Electron Transfer*”), según el cual las bacterias utilizan a otras como aceptoras o dadoras de electrones para su metabolismo (Lovley, 2011). Si el electrodo (ánodo) formado por el material conductor es conectado a otro electrodo (cátodo) localizado en un ambiente donde existan especies químicas susceptibles de ser reducidas electroquímicamente (oxígeno, nitratos), se produce entre ellos una corriente eléctrica que puede ser potencialmente utilizada para fines prácticos (Logan, 2008). De esta manera se puede acelerar la actividad degradadora del sistema, disminuyendo sustancialmente el requerimiento de espacio y los costos de construcción de los sistemas tradicionales, y además recuperar parte de la energía contenida en las aguas residuales en una única etapa.

La limitación fundamental para la generación de corriente eléctrica en los humedales bioelectroquímicos está en la baja velocidad de reducción de oxígeno en la región catódica, reacción necesaria para aceptar los electrones producidos por las bacterias electro-activas en el ánodo. Se mostrarán en este trabajo distintas estrategias que se están estudiando en el grupo para salvar esta limitación y mejorar el rendimiento del sistema. Se estudiará la aplicación de métodos de oxigenación pasiva, como los que ocurren en los humedales tradicionales con alimentación pulsada (Brix and Schierup, 1990) para el mejoramiento de la eficiencia de la reacción catódica. Además se mostrará la aplicación de microalgas para la generación in-situ de concentraciones de oxígeno mayores a las obtenidas por saturación del agua residual con aire y su eficiencia como mediadores de la reacción catódica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Construcción y operación del humedal domiciliario

Se construyó un humedal vertical de 1m², relleno con material conductor (diámetro de partícula entre 15 y 30 mm) con una separación de granza para formar las regiones anódica (inferior) y catódica (superior). El humedal fue alimentado con agua residual domiciliar con un tratamiento primario (cámara séptica) de manera pulsada, utilizando una bomba programable. Se midieron y registraron en continuo los potenciales anódicos y catódicos frente a una referencia de Ag/AgCl colocada entre ambos electrodos, y la corriente generada por el sistema.

Cátodos con oxigenación pasiva

Se utilizaron columnas de PVC de 110 mm rellenas con material conductor, con el mismo tamaño de partícula y distribuido de igual manera que en el humedal domiciliario. Se polarizó externamente el cátodo en -400 mV vs Ag/AgCl y se registró la corriente eléctrica luego de la alimentación al sistema de 50, 100, 200 y 300 ml, volúmenes que corresponden, teniendo en cuenta el área y la porosidad del lecho, a aumentos en la altura de líquido en el cátodo de 1, 2, 4 y 6 cm.

Microalgas para la generación de oxígeno

Se cultivaron microalgas *Scenedesmus Dimorphus* en reactores de 100 ml con agitación colocados en una incubadora a 25°C. Se utilizó un fotoperíodo de 12 horas de luz y 12 horas de oscuridad y se midieron en continuo la corriente eléctrica producida por un electrodo de grafito polarizado a -400mV y el oxígeno disuelto en el líquido.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se muestra la corriente eléctrica producida a lo largo de un día típico de operación del humedal. Se produce una corriente promedio de unos 60 mA. Esta corriente permitiría cargar una batería de un teléfono móvil tipo de 3000 mAh cada 50 horas, una vez aumentado el voltaje con un convertidor DC-DC. Cabe señalar que la medición de corriente fue hecha 45 días luego de comenzar a operar el humedal, con lo cual las comunidades bacterianas no estaban completamente desarrolladas y la corriente mostrada se encuentra por lo tanto lejos del valor máximo que puede dar el sistema.

Para mejorar la eficiencia de reducción de oxígeno existen distintos caminos. Uno es utilizar materiales catalíticos para la reacción electroquímica, como pueden ser el platino, el paladio o materiales modificados con catalizadores específicos. Nuevamente, pensando en la aplicación del sistema para el tratamiento de aguas residuales, esto carece de sentido, teniendo en cuenta el alto costo de estos materiales.

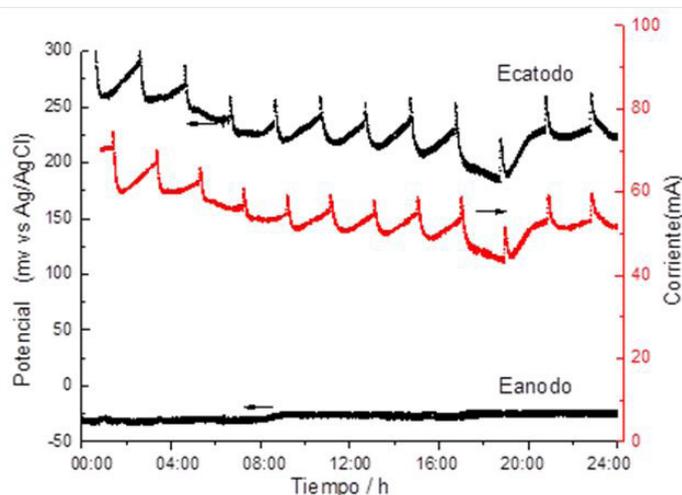


Figura 1. Corriente producida por el humedal y potenciales del cátodo y del ánodo a lo largo de un día típico. El humedal se encontraba en fase de *start-up* al momento de la medición.

Una alternativa es aumentar la concentración de oxígeno en el sistema, de manera de compensar la baja reactividad de los materiales no catalíticos para la reacción. Esto puede hacerse mediante el control de la dosificación de agua al humedal. Si ésta se hace en forma de pulsos que saturen la región catódica, aumenta considerablemente el flujo convectivo de oxígeno al sistema, tal como se demostró para los humedales de tratamiento tradicionales (Brix and Schierup, 1990). En la Figura 2 se muestran los resultados de un ensayo en donde se exploró esta alternativa en el sistema mencionado. Puede observarse que mediante el aumento de la transferencia de oxígeno al sistema durante la alimentación pulsada se aumenta la corriente eléctrica producida por el sistema, hasta un valor máximo de casi el doble de la corriente estable.

Otra alternativa de aumentar la corriente eléctrica producida en el cátodo es la generación de oxígeno mediante microalgas. Las mismas crecen en aguas residuales domésticas y son utilizadas para la remoción de nutrientes en tratamientos terciarios. Por su actividad fotosintética, producen elevadas concentraciones de oxígeno durante las horas diurnas, llegando a concentraciones cercanas a 20 ppm (Figura 2b), un valor mucho mayor al de saturación del agua con aire (aproximadamente 7 ppm). Esta mayor concentración de oxígeno aumenta la corriente producida por el cátodo, llegando a densidades de corriente cercanas a 10 A m^{-2} , las cuales son sustancialmente mayores a las obtenidas en el humedal domiciliario. La aplicación de microalgas en el cátodo del humedal de tratamiento domiciliario ayudaría entonces a evitar las limitaciones impuestas por la reacción catódica y mejoraría la eficiencia energética del sistema

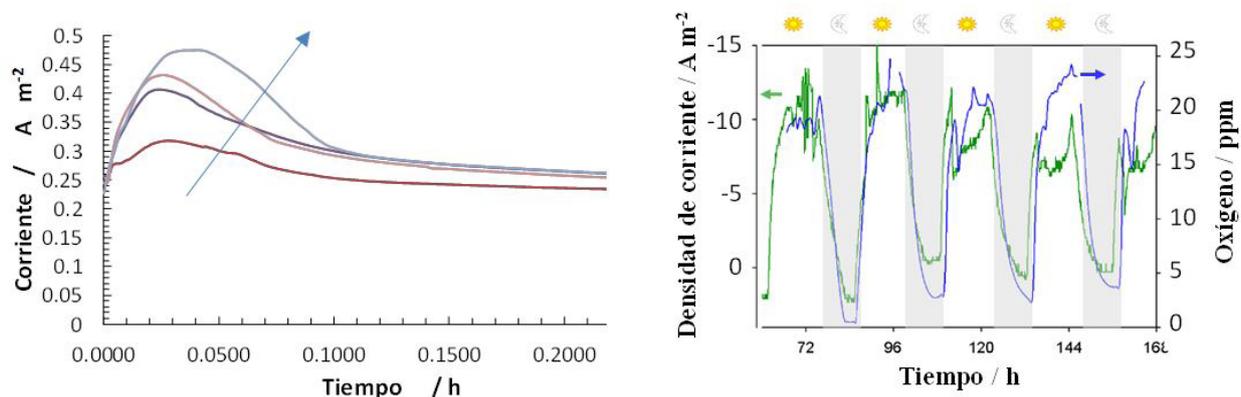


Figura 2. a) Corriente producida por un cátodo formado por un relleno de material conductor para una alimentación pulsada con variaciones de altura de inundación del cátodo de 1, 2, 4 y 6 cm. b) Corriente producida en un electrodo de grafito polarizado a -400 mV (vs Ag/AgCl) y concentración de oxígeno en un cultivo de algas crecido en agua residual doméstica tratada, colectada a la salida de un humedal de flujo vertical.

CONCLUSIONES

Se ha ensayado un humedal bioelectroquímico para la recuperación de energía eléctrica a escala domiciliaria. Si bien las densidades de corriente obtenidas podrían ser utilizadas para aplicaciones prácticas, el valor está aún lejos del máximo que puede entregar el sistema. Para aumentar la eficiencia debe aumentarse la velocidad de la reacción catódica, lo cual puede lograrse aumentando la concentración de oxígeno en el sistema. Dos alternativas ensayadas, la dosificación pulsada para aumentar el flujo convectivo de oxígeno y la aplicación de microalgas, muestran resultados promisorios. Estas estrategias serán aplicadas en los próximos meses en el humedal domiciliario.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo aquí mostrado forma parte de proyectos financiados por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Técnica de Argentina (PICT 2015-0094 y PICT 2016-4809). Sebastián Bonanni, Juan Pablo Busalmen y Valeria Giunta son

miembros del Consejo Nacional de Ciencia y Técnica de Argentina (CONICET).

REFERENCIAS

- Aguirre-Sierra, A., Bacchetti-De Gregoris, T., Berná, A., Salas, J. J., Aragón, C. and Esteve-Núñez, A., 2016. Microbial electrochemical systems outperform fixed-bed biofilters in cleaning up urban wastewater. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.*, 2, 984.
- Brix, H., Schierup, H.-H., 1990. Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. *Constr. Wetl. water Pollut. Control* 53–66.
- 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 Res.* 85, 38–45.
- Kim, B.H., Park, H.S., Kim, H.J., Kim, G.T., Chang, I.S., Lee, J., Phung, N.T., 2004. Enrichment of microbial community generating electricity using a fuel-cell-type electrochemical cell. *Appl Microbiol Biotechnol* 63, 672–681.
- Logan, B.E., 2008. *Microbial Fuel Cells*. John Wiley and Sons. Inc., Hoboken.
- Lovley, D., 2011. Reach out and touch someone: potential impact of DIET (direct interspecies energy transfer) on anaerobic biogeochemistry, bioremediation, and bioenergy. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 10, 101–105. <https://doi.org/10.1007/s11157-011-9236-9>

Estudio del efecto de la aireación artificial en humedales construidos para el tratamiento de agua residual doméstica a escala piloto en el eje cafetero colombiano

Diego Paredes Cuervo* y Cristhian Galeano León**

* Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira, Risaralda - Colombia
(E-mail: diparede@utp.edu.co)

** Programa de Maestría en Ecotecnología, Universidad Tecnológica de Pereira, Risaralda - Colombia
(E-mail: cagaleano@utp.edu.co)

Resumen

Para el desarrollo de la investigación, se han desarrollado humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial (HCFHSS) a escala mesocosmos. Se ha evaluado dos (2) tratamientos y un blanco por duplicado. Un (1) tratamiento posee suministro de aire hasta 2/3 de su longitud, mientras que el otro solo hasta 1/3 de su longitud. Finalmente, se tiene un tratamiento sin aireación como mecanismo de control “blanco”. En dichos humedales, se ha evaluado el efecto de la carga hidráulica y de la aireación artificial intermitente en la remoción de contaminantes convencionales del agua residual, como son: DQO, DBO5, NH3-N, NO2--N, NO3--N, NTK y SST; distribuido en fases. La de adaptación, consistió en la adecuación de las unidades de acuerdo con las condiciones de operación y la propagación de la especie plantada. La siguiente fase (en desarrollo), ha consistido en alimentar las unidades con agua residual sintética, conteniendo una carga hidráulica denominada “baja”, asegurando un tiempo de retención hidráulico y suministrando aireación al lecho de las unidades, en distintos pulsos distribuidos en un día, con frecuencias equivalentes. La tercera fase, corresponde, en aumentar la carga hidráulica de la alimentación y evaluar la eficiencia de remoción sobre los contaminantes convencionales del agua residual doméstica.

Palabras clave: Agua residual, agua residual sintética, humedal construido, aireación artificial.

INTRODUCCIÓN

El crecimiento poblacional es un fenómeno transversal al desarrollo de las ciudades. El crecimiento implica la expansión hacia zonas rurales, trasladando consigo los diversos residuos inherentes a todo asentamiento o comunidad alterando el frágil ecosistema de estas zonas. La problemática se genera a partir de la inadecuada disposición de los residuos generados, ya sean sólidos, líquidos o gaseosos. En el caso de los residuos líquidos, estos son dispuestos sin un tratamiento adecuado a fuentes hídricas o suelo afectando de manera negativa estos ambientes. Con el fin de evitar este tipo de prácticas y minimizar el impacto sobre las fuentes hídricas, durante las últimas décadas se ha implementado el uso de sistemas naturales que buscan transformar las características físicas, químicas y biológicas de este tipo de residuos. Actualmente, se adelantan investigaciones en torno al uso de sistemas de tratamiento “naturales” para este tipo de residuos que se acoplen a las zonas de intervención, sin interferir con la biodiversidad propia de la zona. Los humedales construidos, son sistemas que cumplen con dichos requisitos. Existen variedad de humedales construidos, pueden ser clasificados según el flujo de agua, incorporación de plantas y tipo de lecho (Vymazal, 2007). Este tipo de sistemas, son susceptibles de modificaciones encaminadas al mejoramiento en la eficiencia de remoción de los distintos contaminantes. Es por esto, que el objetivo de esta investigación es estudiar el efecto de la aireación en humedales construidos a escala mesocosmos sobre la remoción de los contaminantes convencionales en agua residual domestica (ARD).

MATERIALES Y MÉTODOS

Las seis (6) unidades experimentales, se encuentran ubicadas en la facultad de Ciencias Ambientales de Universidad Tecnológica de Pereira, Risaralda, Colombia. Los humedales construidos, cuentan con las siguientes dimensiones: 79,5 cm largo, 30,5 cm ancho y 49 cm alto. Las seis (6) unidades, están plantadas con *Phragmites australis* sp. Además, cuentan como medio de soporte, con grava de una

porosidad aproximada del 54% y una altura de lámina de agua de 28 cm. En la fase en desarrollo, se han alimentado las unidades con agua residual sintética, con una carga hidráulica denominada “baja” de 24 mL/min (34,56 L/d) mediante el uso de bombas peristálticas, se asegura un tiempo de retención hidráulica de 48 h, se suministra aireación con un flujo de aire de 1,9 L/min, en 8 pulsos de 30 min distribuidos durante el día en frecuencias equivalentes. En la Figura 1 se muestra un esquema general del montaje experimental.

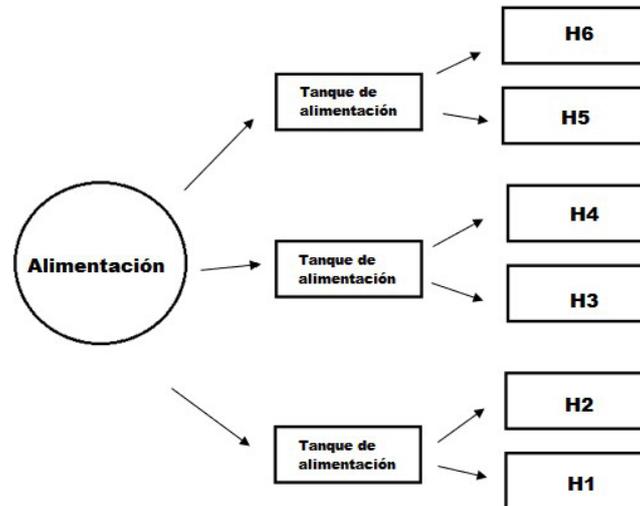


Figura 1. Representación gráfica del montaje de las unidades experimentales.

Los humedales denominados H1 y H2 son el control/blanco de aireación y su duplicado, respectivamente; mientras que los humedales denominados H3 y H4 son aquellos a los cuales se les suministra la aireación hasta un tercio (1/3) de la longitud del humedal y su duplicado, respectivamente; finalmente, los humedales denominados H5 y H6 son aquellos a los cuales se les suministra la aireación hasta dos tercios (2/3) de la longitud del humedal y su duplicado, respectivamente.

RESULTADOS

En la Tabla 1 se muestran los resultados de los ensayos determinados en campo y en laboratorio para las muestras recolectadas. Los resultados corresponden a los valores promedio obtenidos, para seis (6) eventos de muestreo, durante un periodo de dos (2) meses.

Tabla 1. Resultados ensayos determinados para los HCFHSS-Aireados.

Ensayo(s)	Afluente	H1	H2	H3	H4	H5	H6	Desvest
pH (UpH)	8,26	7,09	7,10	6,67	7,10	7,10	7,18	0,184
Conductividad eléctrica (µS/cm)	291,6	478	449,5	487	542	500,8	442,1	36,424
NTK (mg NTK/L)	85,3	44,4	39,7	48	51,9	47,8	47,6	4,121
N-NH ₃ (mg/L)	37,3	32,8	29,8	32,7	34,2	34,9	34,5	1,873
N-NO ₂ (mg/L)	0,007	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02	0,004
N-NO ₃ (mg/L)	0,82	0,17	0,17	0,17	0,17	0,18	0,16	0,006
DQO (mgO ₂ /L)	400,5	105,7	91,2	117,1	110,3	94,2	80,5	13,581
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	308	56	40	90	94	63	53	21,513
SST (mg/L)	145	22	25	26	36	32	31	5,203

ANÁLISIS DE RESULTADOS

pH: El pH promedio del afluente es de 8.26 UpH mientras que para los efluentes de los sistemas se observa un valor entre 6.67 UpH y 7.18 UpH. Lo anterior, evidencia una ligera disminución en el valor de pH para los distintos sistemas de tratamiento.

Conductividad eléctrica: La Conductividad Eléctrica promedio del afluente es de 291,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$; sin embargo, para los efluentes de los sistemas se observa un incremento entre 442.1 y 542. Este aumento, se asocia principalmente a un probable aumento en la concentración de sólidos disueltos y de sales procedentes del agua residual doméstica acumulada al interior de las unidades.

Nitrógeno total Kjeldahl (NTK): La concentración promedio de NTK en el afluente es de 85,3 mg/L, los humedales construidos demuestran remover dicho contaminante con una eficiencia superior al 30% en todos los casos, siendo aquellos con la aireación a 2/3 de la longitud de las unidades y uno de los blancos de aireación, los que producen los mejores resultados, en comparación con los que reciben la aireación hasta 1/3 de la longitud de las unidades.

Nitrógeno amoniacal (N-NH₃): La concentración promedio de NH₃-N en el afluente es de 37.3 mg/L. Sin embargo, la concentración en los efluentes se ha encontrado entre 29.8 mg N-NH₃/L y 34.9 mg N-NH₃/L. Lo anterior, indica que los tratamientos no están siendo eficientes para la remoción de esta especie ya sea por la cantidad de aire suministrado o la disminución del pH. Este último, se asocia a la eliminación del N-NH₃ en forma gaseosa bajo condiciones alcalinas (pH>8.00), razón por la cual el ion amonio podría permanecer disuelto en el agua contenida en los sistemas.

Nitritos (N-NO₂): La concentración promedio de NO₂-N en el afluente es de 0.07 mg/L. Esta especie es fácilmente oxidable a nitratos, lo cual es un buen indicio del proceso de nitrificación. Los tratamientos, han alcanzado eficiencias de remoción superiores al 50% en todos los casos, siendo los humedales sin aireación los que mayor remoción presentan.

Nitratos (N-NO₃): La concentración promedio de NO₃-N en el afluente es de 0.82 mg/L. Se observa que esta especie, fácilmente asimilable por las plantas, se remueve con eficiencias de remoción superiores al 70% en todos los casos, en general los humedales con aireación hasta los 2/3 de su longitud presentan las mayores remociones, probablemente gracias a la mejor distribución de oxígeno en las unidades.

Demanda química de oxígeno (DQO): La concentración promedio de DQO en el afluente es de 400,5 mg/L. Se observa que las unidades tienen eficiencias de remoción superiores al 60% en todos los casos.

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅): La concentración promedio de DBO₅ en el afluente es de 308 mg/L, Se observa que las unidades tienen eficiencias de remoción superiores al 70% en todos los casos.

Sólidos suspendidos totales (SST): La concentración promedio de SST en el afluente es de 145 mg/L. Se observa que este ensayo se remueve con eficiencias superiores al 60% en todos los casos. Sin embargo, los humedales con aireación hasta los 2/3 de su longitud presentan las mayores remociones.

CONCLUSIONES

En general, se evidencia que la aireación artificial mejora las condiciones de remoción de las distintas sustancias determinadas. Sin embargo, al tratarse de sistemas naturales cabe recordar que los tiempos

de adaptación se consideran prolongados, y al tratarse de una investigación en desarrollo, los resultados obtenidos hasta al momento muestran una leve tendencia del comportamiento de las unidades, bajo los distintos tratamientos aplicados.

BIBLIOGRAFÍA

- Marín Montoya, J. P., & Correa Ramírez, J. C. (2010). Evaluación de la remoción de contaminantes en aguas residuales en humedales artificiales utilizando la guadua *Angustifolia* Kunth. (Pregrado), Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia.
- Li, F., Lu, L., Zheng, X., & Zhang, X. (2014). Three-stage horizontal subsurface flow constructed wetlands for organics and nitrogen removal: Effect of aeration. *Ecological Engineering*, 68 90-96.
- Rossmann, M., Teixeira de Matos, A., Carneiro Abreu, E., Fonseca e Silva, F., & Carraro Borgesa, A. (2012). Performance of constructed wetlands in the treatment of aerated coffee processing wastewater: Removal of nutrients and phenolic compounds. *Ecological Engineering*, 49, 264– 269.
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380, 48-65.
- Zhong, F., Wu, J., Dai, Y., Cheng, S., Zhang, Z., & Ji, H. (2014). Effects of front aeration on the purification process in horizontal subsurface flow constructed wetlands shown with 2D contour plots. *Ecological Engineering*, 73, 699-704.

TEMA 10

ROL DE LAS PLANTAS EN HUMEDALES
CONSTRUIDOS

Evaluación de dos especies ornamentales (*Iris sibirica* y *Zantedeschia aethiopica*) para la captación, translocación y transformación de carbamazepina

Florentina Zurita*, Ángeles X. Torres, Allan Tejada

*Laboratorio de Calidad Ambiental. División de Desarrollo Biotecnológico, Centro Universitario de la Ciénega Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 1115, Ocotlán, Jal. México.
(E-mail: allanteor@hotmail.com, fzurita2001@yahoo.com.)

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar capacidad de las especies *I. sibirica* y *Z. aethiopica* para la captación, translocación y transformación de la carbamazepina (CBZ). El estudio se realizó en dos etapas. En la primera, se encontró la máxima concentración (MC) de CBZ tolerada por cada una de las especies y en la segunda, se cuantificó la capacidad de captación, translocación y transformación, a diferentes periodos de exposición (0.5, 1, 3, 7, 14 y 21 días); ambas etapas se realizaron en experimentos en condiciones hidropónicas controladas en una cámara de crecimiento vegetal. La máxima concentración tolerada por las dos especies sin impacto en su salud, fue de 10 mg/L. Las dos especies mostraron capacidad para captar, translocar y transformar el fármaco. La *I. sibirica* alcanzó una captación del 16.62 ± 1.6 % de CBZ después de 21 d; mientras que la *Z. aethiopica* alcanzó una captación de 30.1 ± 4.7 % después de los 21 d.

Palabras clave:

Remoción, fármaco, plantas, clorofila, humedales construidos,

INTRODUCCIÓN

Uno de los mecanismos de remoción de los compuestos farmacéuticos en los humedales de tratamiento (HT), es la captación por la vegetación emergente; algunas especies pueden ser capaces no sólo de translocar los fármacos sino biotransformarlos (Zhang et al., 2013). Sin embargo, a pesar de la importancia de las plantas, existen pocos estudios realizados sobre la capacidad de diferentes especies para la captación de compuestos farmacéuticos. Adicionalmente, las pocas investigaciones existentes se han limitado a algunas especies de plantas utilizadas convencionalmente en HT (Zhang et al., 2014). Específicamente, con respecto a estudios con CBZ, Dordio et al. (2011) expusieron *Thypha spp* a soluciones nutritivas con 0.5 mg/L del fármaco durante 21 días y encontraron una remoción promedio de 82%; detectándose además, metabolitos de CBZ en las hojas. En forma similar, con la misma concentración y tiempo de exposición, Zhang et al. (2013) lograron una remoción de 64% utilizando *Scirpus validus* y reportaron acumulación de CBZ en raíz y tallo, así como la transformación del fármaco.

Por otra parte, *Iris sibirica* y *Zantedeschia aethiopica* son dos especies ornamentales que se utilizaron como policultivo junto con *Thypha latifolia*, en humedales subsuperficiales de flujo horizontal a escala piloto para la remoción de CBZ; en dicho estudio se encontró una mayor capacidad de las especies ornamentales para resistir el efecto tóxico de la CBZ y para la acumulación del fármaco, después de un año de experimentación (Tejada et al, 2017). Por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue estudiar la capacidad de las especies *I. sibirica* y *Z. aethiopica* para la captación, translocación y transformación de la CBZ, así como detectar las concentraciones máximas toleradas por las especies

MATERIALES Y MÉTODOS

Para hallar la MC de CBZ tolerada por cada una de las especies, se llevaron a cabo experimentos por triplicado en condiciones hidropónicas controladas en una cámara de crecimiento vegetal con un fotoperiodo de 13 hrs y un flujo de fotones fotosintéticos (PPFD) de $154 \mu\text{mol}/\text{m}^2.\text{s}$, una temperatura de 20 ± 1 °C y una humedad relativa de 70 ± 6 %.. Las plantas se expusieron a tres diferentes concentraciones de CBZ (5, 10 y 15 mg/L) y se incluyó un tratamiento control sin CBZ, por un periodo de 21 días. La evaluación de la resistencia de las plantas ante la CBZ, se llevó a cabo mediante

el monitoreo diario del contenido de clorofila (CChl), la evapotranspiración (ET) y el pH de la solución, así como por la determinación de la tasa de crecimiento relativo (RGR) al final del periodo de exposición.

Una vez seleccionada la MC de CBZ tolerada por cada una de las especies se procedió a la realización de los experimentos de captación, bajo las mismas condiciones y con los mismos parámetros de control. Los periodos de exposición fueron de 0.5, 1, 3, 7, 14 y 21 días, utilizando 4 individuos para cada uno de los tiempos de exposición, incluyendo además, 2 ensayos control, en los que no se adicionó el fármaco. Al final de cada tiempo de exposición, las raíces de un par de plantas se lavaron con acetona y agua destilada para cuantificar la CBZ adsorbida en las raíces. Además, en cada solución nutritiva remanente de cada ensayo, se cuantificó la concentración de CBZ. Finalmente, se determinó la cantidad de CBZ presente en la biomasa aérea y subterránea de las plantas, siguiendo la técnica descrita por Tejeda et al., (2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los experimentos para hallar la MC de CBZ tolerada por la *I. sibirica*, se encontró que en general, el CChl y la ET mostraron una tendencia hacia valores más bajos, desde el tratamiento control hacia el tratamiento con la concentración más alta de CBZ ($p < 0$); mientras que el pH mostró una tendencia hacia valores más altos ($p < 0.05$). En contraste, la RGR no presentó diferencias significativas ($p > 0.05$). Con respecto a la especie *Z. aethiopica*, sólo se presentaron diferencias significativas en el contenido de Chl y la ET ($p < 0.05$) presentando en ambos casos una tendencia hacia valores más bajos desde el tratamiento control hacia la concentración más alta de CBZ. De esta manera, tomando en cuenta los resultados obtenidos, se encontró que la CM de tolerancia a la CBZ fue de 10 mg/L para ambas especies. Dicha concentración comparte grupo homogéneo con la concentración de 5 mg/L en todos los casos donde se presentaron diferencias significativas, e incluso, en algunos casos con el tratamiento control.

Con respecto a los estudios de captación, para la *I. sibirica*, se observó un ligero incremento en el porcentaje de captación de CBZ conforme aumentaba el periodo de exposición, alcanzándose una captación del 16.6 ± 1.6 % después de 21 d. Además, la presencia del fármaco en la raíz se presentó desde las 12 h de exposición (Fig. 1) y básicamente, se encontraba internalizado en el tejido radicular ya que sólo un porcentaje mínimo se encontró adsorbido superficialmente (0.04%); la máxima captación se presentó a las 24 h y la mínima a los 3 d. Esto podría ser indicativo de la activación de una reacción de desintoxicación en este intervalo de tiempo ya que a partir de este punto, se observó una tendencia lineal de captación en la raíz; comportamiento que ya ha sido reportado como frecuente en moléculas neutras como la CBZ (Wu et al., 2015). Por otra parte, la presencia de CBZ en las hojas se presentó de 1 d de exposición y fue aumentando paulatinamente conforme el tiempo de exposición se incrementaba, probablemente porque la CBZ es un compuesto lo suficientemente hidrofílico para ser transportado a los tejidos aéreos por el simple efecto de transpiración (Zhang et al., 2014). Además, los resultados muestran evidencia de una posible transformación de la molécula de CBZ desde las primeras 12 h de exposición, observándose la mayor cantidad transformada a los 3 d. La transformación o conjugación de microcontaminantes con biomoléculas pequeñas, tales como glucosa o aminoácidos, se ha reportado como la segunda etapa de desintoxicación en plantas, lo cual puede explicar este comportamiento. El proceso anterior pudo derivar en el transporte, acumulación o incluso la degradación de los compuestos resultantes, considerado como la tercera y última etapa del proceso de desintoxicación (Wu et al., 2015).

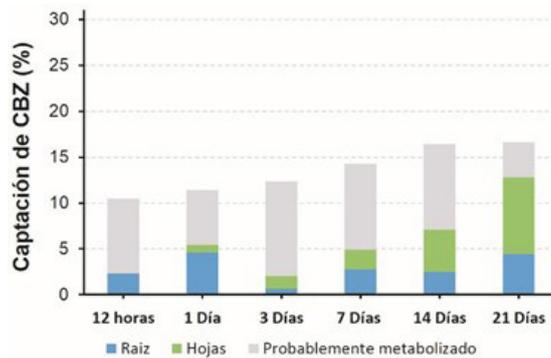


Figura 1. Captación de CBZ por la especie *I. sibirica* a diferentes tiempos de exposición y distribución del fármaco en el tejido vegetal.

Con respecto a la *Z. aethiopica*, el porcentaje de captación de CBZ presentó incrementos mucho más marcados entre los diferentes tiempos de exposición, alcanzando un $30.1 \pm 4.7\%$ de captación a los 21 d, muy superior al alcanzado por la *I. sibirica*. La absorción del fármaco en las raíces se registró en cada uno de los periodos de exposición, presentándose la mayor captación a las 12 h, que disminuyó hasta un mínimo a los 7 días. Similar a la *I. sibirica*, la adsorción superficial fue mínima, siendo aproximadamente un 0.03%. La presencia de CBZ en el tallo, se encontró en porcentajes inferiores al 2% de la masa total de CBZ captada. Además, la CBZ se encontró en las hojas para cada uno de los periodos de exposición, evidenciando una mayor capacidad de la *Z. aethiopica* para la translocación. Sin embargo, la cantidad de CBZ transformada se registró en mayor proporción después de 3 d de exposición, siendo bastante similar al compararla con lo registrado en los subsecuentes periodos de exposición.

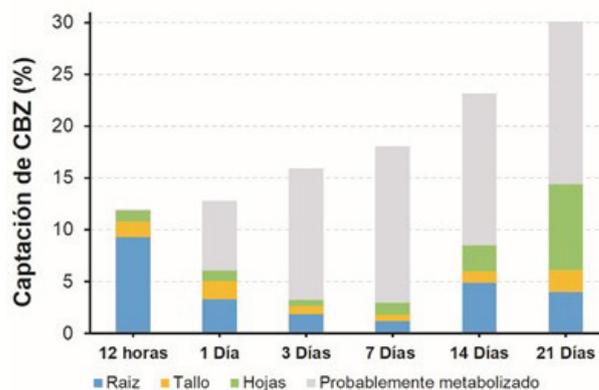


Figura 2. Captación de CBZ por la especie *Z. aethiopica* a diferentes tiempos de exposición y distribución del fármaco en el tejido vegetal.

CONCLUSIONES

Las dos especies ornamentales estudiadas son altamente tolerantes a la CBZ. Con respecto a la captación, translocación y transformación, los resultados permiten asumir que la especie *Z. aethiopica* presenta un mayor potencial para ser usada en la remoción de CBZ. Esto último, debido al mayor porcentaje de captación alcanzado durante la experimentación.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) de México, por la beca otorgada para los estudios de doctorado de Allan Tejada.

REFERENCIAS

- 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. *Bioresource Technology* 102, 7827-7834.
- Tejeda A., Torres-Bojorges, A.X., Zurita, F. 2017. Carbamazepine removal in three pilot-scale hybrid wetlands planted with ornamental species. *Ecological Engineering*. 98, 410-417.
- Wu, X.; Dodgen, L.K.; Conkle, J.L.; Gan, J. 2015. Plant uptake of pharmaceutical and personal care products from recycled water and biosolids: A review. *Science of The Total Environment*, 536, 655-666.
- Zhang, D.Q., Hua, T., Gersberg, R.M., Zhu, J., Ng, W.J., Tan, S.K. 2013. Carbamazepine and naproxen: Fate in wetland mesocosms planted with *Scirpus validus*. *Chemosphere* 91, 14-21.
- Zhang, D.Q., Gersberg, R.M., Ng, W.J., Tan, S.K. 2014. Removal of pharmaceuticals and personal care products in aquatic plant-based systems: A review. *Environmental Pollution*, 184: 620 – 639.

Remoción de fragancias en humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal a escala experimental

Palacin-Salcedo José*, Navarro-Frómata Amado**, Enamorado-Montes German***, Marrugo-Negrete José***

*Centro Nacional Colombo Alemán. Calle 30 N° 3E-164. Barranquilla – Colombia
(Email: josepalacin@misena.edu.co)

**Universidad Tecnológica de Izúcar de Matamoros. Prolongación Reforma 168, Santiago Mihuacán, 74420 Izúcar de Matamoros, Puebla – México
(Email: navarro4899@gmail.com)

***Universidad de Córdoba. Carrera 6 No. 76-103. Montería – Córdoba
(Email: coldbeatle@hotmail.com; joseluisarrugo@gmail.com)

Resumen

El presente estudio contiene información sobre el efecto de tres macrófitas emergentes: *Phragmites australis* (Phr), *Typha latifolia* (Ty) y *Cyperus papyrus* (Cyp) en la remoción de fragancias 4,7-Methano-1H-indenol, hexahydro- (TCD), 2-(2-butoxyethoxy) etanol (DoW), y 2(4H)-Benzofuranone, 5,6,7,7a-tetrahydro-4,4,7a-trimethyl-, (R)- (DHA), en sistemas de humedales construidos de flujo sub-superficial horizontal (HC-FSSH) a escala experimental. La remoción de estos microcontaminantes en HC-FSSH, fue evaluada en Izúcar de Matamoros, Puebla, México, en un sistema piloto de 8 humedales de 0.6 m² de área superficial, 4 de los cuales fueron rellenados con grava de río y cuatro con grava volcánica (tezonle). 6 de los humedales experimentales fueron plantados con *P. australis*, *T. latifolia*, y *C. papyrus* en cada uno de los medios de soporte y dos permanecieron sin plantas y fueron usados como control. Los sistemas fueron alimentados con agua residual sintética guardando las proporciones de concentración de los contaminantes bajo estudio registradas histórica y actualmente en el río Nexapa (México), con TRH de 1, 3 y 5 días. La concentración de TCD, DoW y DHA en agua afluente y efluente fue determinada por CG-EM (Clarus SQ 680) /SQ8T), (Perkin Elmer). Las remociones de TCD, DoW y DHA en los efluentes, fueron muy variables. Esta variación estuvo, significativamente, relacionada con la presencia de las plantas y el TRH y no con el medio de soporte. Los resultados de este estudio permiten concluir que la presencia de plantas como *P. australis*, *T. latifolia*, y *C. papyrus* afectaron significativamente la eficiencia de remoción de TCD, DoW y DHA en los sistemas de HC-FSSH evaluados

Palabras clave:

Fragancias, humedales construidos, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* y *Cyperus papyrus*.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años, la presencia de fragancias en cuerpos de agua ha sido uno de los temas de especial interés debido a su baja remoción en sistemas de tratamiento convencionales de agua residual. Varios estudios señalan que los principales efectos de estos compuestos pueden estar relacionados con la reducción de la diversidad de macro invertebrados en ríos y cambios comportamentales en poblaciones de peces (Li et al., 2014). Actualmente, los procesos de tratamiento más recientes como la oxidación avanzada, carbón activado, nanofiltración y ósmosis inversa pueden lograr tasas de remoción superiores a los que presentan los sistemas convencionales; sin embargo, suelen tener costos de inversión y operación demasiado altos (Liu et al., 2009). Por el contrario, el uso de sistemas naturales, como los humedales construidos constituyen hoy por hoy una tecnología de uso apropiado para el tratamiento natural de ambientes acuáticos contaminados como ríos, lagunas y demás aguas superficiales, debido a que son sistemas de tratamiento de bajo costo, ampliamente utilizados en tratamiento secundario y terciario de aguas residuales, demostrando ser exitosos en la remoción de microcontaminantes orgánicos, así como para el tratamiento del agua de ríos contaminados (Wang, 2012). La remoción de contaminantes en HC está relacionada con la complejidad de procesos físicos (adsorción por el medio granular), químicos (precipitación) y biológicos (biodegradación por microorganismos y absorción por las plantas) que se pueden combinar en estos sistemas (Matamoros y Bayona, 2008). Sin embargo, se hace necesaria, la comprensión de cada uno de estos procesos, ya que esto permitirá establecer los criterios de diseño y construcción más apropiados para la depuración de un mayor número de contaminantes en estos sistemas. Es por esto, que el presente

estudio sobre el efecto de las macrófitas emergentes en la remoción de fragancias es un intento por explicar uno de los factores implicados en la remoción de contaminantes en humedales construidos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para evaluar el efecto de las macrófitas emergentes en la remoción de fragancias como 4,7-Methano-1H-indenol, hexahydro- (TCD), 2-(2-butoxyethoxy) etanol (DoW), y 2(4H)-Benzofuranone, 5,6,7,7a-tetrahydro-4,4,7a-trimethyl-, (R)- (DHA), en humedales construidos. Se diseñó y construyó un sistema piloto de ocho HC-FSSH a nivel de mesocosmos, de 0.6m² de área superficial. Cuatro de los sistemas fueron rellenos con grava de río y cuatro con grava volcánica (tezontle). Seis de los humedales experimentales fueron plantados con *Phragmites australis* (Phr), *Typha latifolia* (Ty) y *Cyperus papyrus* (Cyp) en cada uno de los medios de soporte, respectivamente, y dos permanecieron sin plantas y fueron usados como control. Se utilizaron tiempos de retención hidráulica (TRH), entre 1, 3 y 5 días. Los sistemas fueron alimentados con agua residual sintética guardando las proporciones de concentración de fragancias e índices físico-químicos registrados en el río Nexapa (México). Se determinaron, tanto en agua afluyente como en cada uno de los efluentes, parámetros de calidad mediante las Normas Mexicanas y los Standard Methods y la concentración de fragancias mediante cromatografía de gases-espectrometría de masas (CG-EM) Para la extracción de TCD, DoW y DHA en los tejidos de las plantas se empleó el método de dispersión de matriz en fase sólida (MSPD) para obtener los extractos que finalmente fueron analizados por CG-EM siguiendo la misma metodología para las muestras de agua. El análisis gráfico y estadístico se realizó con Statistica V.13 (TIBCO Software Inc.).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis estadístico mostró que tanto el sustrato como las plantas influyen significativamente en los valores de pH con tendencia hacia a la neutralidad. Esto indica una mejora en la calidad del agua después del tratamiento en los HC, cuestión que se ha observado en este tipo de sistemas (Navarro et al., 2014). Las variaciones de turbiedad estuvieron relacionadas con el tipo de planta y el TRH. Este índice repercute favorablemente en la calidad del agua superficial, pues una mayor transparencia representa una mejoría en las condiciones de vida para la biota acuática y para el uso público urbano del agua. Las concentraciones promedio de materia orgánica (DBO5) en el afluyente fluctuaron entre 93 y 113 mg L⁻¹, mientras que en los efluentes fueron entre 37 y 67 mg L⁻¹. Los análisis de ANOVA sobre la eficiencia de remoción de DBO5, demostraron que esta estuvo principalmente influenciada por la presencia de las plantas y por el TRH, no así por el sustrato. Es conocido que la eficiencia de remoción de materia orgánica en humedales construidos mejora con largos TRH (Zhang et al., 2012). Sehar (2015) considera con TRH entre 5, 6 y 8 días se pueden alcanzar mayores tasas de remoción entre 65 % y 80% en HC-FSSH. De otra parte, la presencia de las plantas puede estar permitiendo un mayor crecimiento de la biopelícula en sus raíces, favoreciendo una mayor remoción (Palacin et al., 2016).

En lo que concierne a la remoción de las fragancias, los mayores porcentajes de remoción de TCD, DoW y DHA fueron de 98.5, 75.8 y 93% en los sistemas plantados con *P. australis*, *C. papyrus* *T. latifolia* cuando los sistemas fueron operados con TRH de 5 días, aunque a 1 y 3 días también puede darse cierta remoción como se ilustra en la figura 1. El análisis de ANOVA sobre el porcentaje de remoción de TCD, DoW y DHA indica que las plantas afectan significativamente la remoción de estos compuestos, no así por el sustrato. Si hay presencia de plantas la remoción es mayor y esta puede ocurrir de manera similar entre las distintas especies. De forma similar, la influencia del TRH afecto la remoción de estos compuestos.

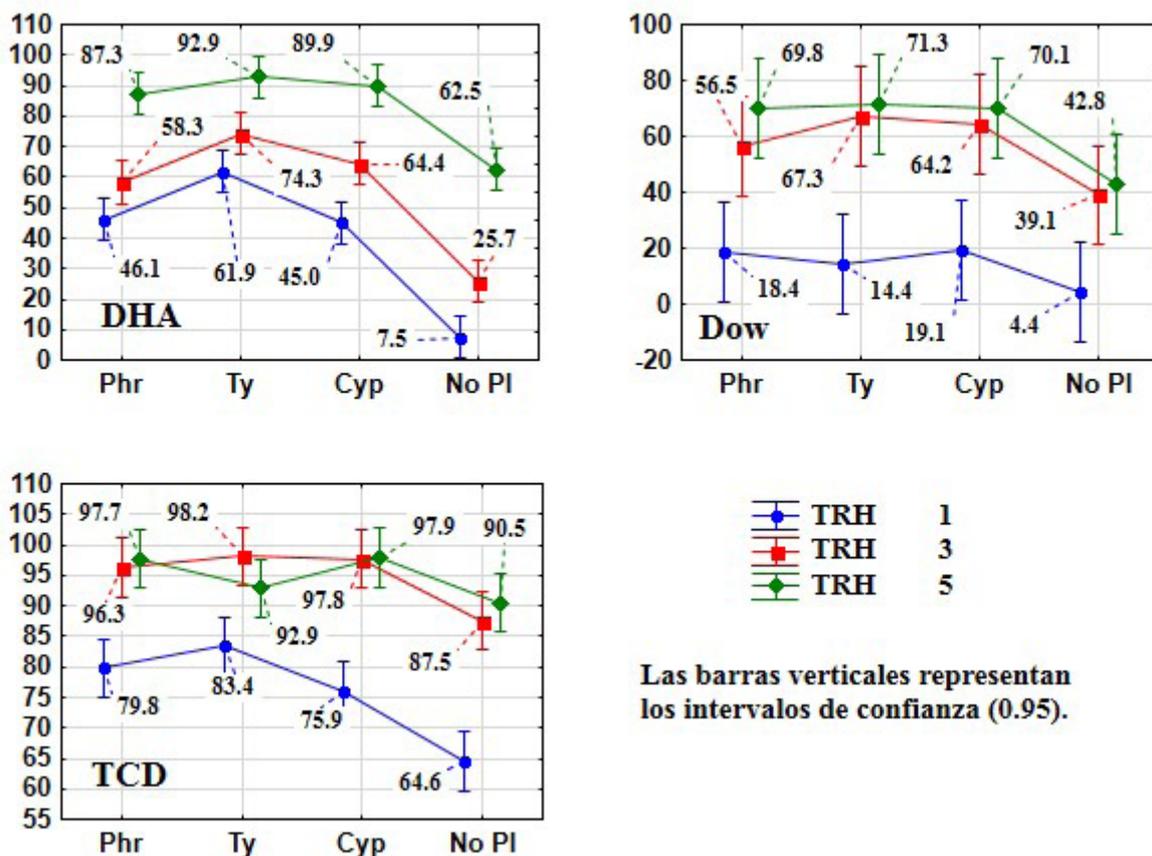


Figura 1. Valores medios de los porcentajes de remoción de TCD, DHA, y DoW en los sistemas de humedales plantados y no plantados operando a 1, 3 y 5 días de TRH.

Los resultados permiten inferir que las plantas evaluadas jugaron un papel importante en la eficiencia de remoción de TCD, DoW, y DHA presentes en el agua. Este efecto puede estar atribuido a los procesos de asimilación y adsorción de las plantas (Dordio y Carvalho, 2013; Li et al., 2014; Pi et al., 2011). Pues se ha demostrado que las plantas pueden ser eficientes para remover una gran variedad de contaminantes del agua, como nutrientes (Pi et al., 2011), metales pesados (Piet al., 2011) y compuestos orgánicos como los ácidos perfluoroalquilo (Felizeter et al., 2012). Sin embargo, se debe tener presente que los procesos de asimilación y absorción de contaminantes orgánicos son independientes para cada especie de planta (García-Rodríguez et al., 2014; Zarate et al., 2012) y está determinado por una serie de parámetros como la concentración del contaminante (Dordio y Carvalho, 2013; García-Rodríguez et al., 2014), sus propiedades fisicoquímicas, la hidrofobicidad (García-Rodríguez et al., 2014), polaridad (Dordio y Carvalho, 2013; García-Rodríguez et al., 2014) y la solubilidad en agua (Dordio y Carvalho, 2013; García-Rodríguez et al., 2014).

En la tabla 1 se observan las concentraciones totales de TCD, DoW y DHA acumuladas en los tejidos de las plantas (raíces, tallos y hojas), correspondientes a un ciclo de 34 días y considerando un volumen total de agua de 1300 L y una concentración en el afluente de 3.3, 4.7 y 1.1 $\mu\text{g L}^{-1}$ de TCD, DoW y DHA. Estos resultados permiten considerar que una de las vías de remoción de estos contaminantes está relacionada con los procesos de absorción realizados por las plantas, principalmente a través del sistema radicular. Estos datos, resultan ser preocupantes, si consideramos los efectos que pueden representar para la salud humana el consumo de estos compuestos a través de los alimentos ya que, son incorporados a través del riego de cultivos con agua superficial. Finalmente, durante el periodo de experimentación no se detectó un cambio notorio en el crecimiento y desarrollo de las plantas como resultado de la presencia de TCD, DoW y DHA en el agua afluente.

Tabla 1. Concentraciones promedio en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ registradas en los tejidos de las plantas (raíz, tallo y hojas)

Compuesto	Planta						
	<i>P. australis</i>			<i>T. latifolia</i>		<i>C. papyrus</i>	
	Raíz	Tallo	Hoja	Raíz	Tallo	Raíz	Tallo
TCD	1.7	1.7	0.2	0.2	0.1	0.2	0.07
DoW	2.4	1.3	0.3	1.4	0.1	2.4	1.8
DHA	0.4	0.3	0.1	1.0	0.8	0.9	0.7

CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio permiten concluir que el uso macrófitas emergentes como *P. australis*, *C. papyrus* *T. latifolia* en sistemas de HC-FSSH pueden afectar la concentración de fragancias como TCD, DoW y DHA presentes en afluentes contaminados. Además, los mayores porcentajes de remoción se lograron en TRH de 5 días (>90%) y en presencia de macrófitas, mientras que no hubo diferencias significativas entre los sustratos utilizados para la remoción de estos contaminantes.

REFERENCIAS

- Dordio, A.V., Carvalho, A.J., 2013. Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of the support matrix. *J. Hazard. Mater.* 252–253, 272–292.
- Felizeter, S., McLachlan, M.S., de Voogt, P., 2012. Uptake of perfluorinated alkyl acids by hydroponically grown lettuce (*Lactuca sativa*). *Environ. Sci. Technol.* 46, 11735–11743.
- García-Rodríguez, A., Matamoros, V., Fontas, C., Salvado, V., 2014. The ability of biologically based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants—a review. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 21, 11708–11728.
- Li Y, Zhu G, Ng W, Tan S., 2014 A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism. *Sci Tot Env.*, 468-469, 908-932, doi 10.1016/j.scitotenv.2013.09.018.
- Liu Z.H., Kanjo Y., Mizutani S., 2009. Removal mechanisms for endocrine disrupting compounds (EDCs) in wastewater treatment - physical means, biodegradation, and chemical advanced oxidation: a review. *Sci Total Environ.* 407(2), 731-748.
- Matamoros, V., Bayona, J.M., 2008. Behavior of emerging pollutants in constructed wetlands. *Handbook of Environmental Chemistry, Volume 5: Water Pollution*, 5 S2, pp. 199-217.
- Palacín, J., Navarro A., Caselles-Osorio A. (2016). Efecto de macrófitas acuáticas sobre la eliminación de naproxeno en humedales construidos experimentales, de flujo sub superficial horizontal. En Diana A. Cardona Zea, & I. R. Tarquino, Manejo de riesgo en la gestión del agua. Retos ante los riesgos ambientales en el ciclo del agua, justicia ambiental y conflictos. Cali: Universidad del Valle.
- Pi, N., Tam, N.F., Wong, M.H., 2011. Formation of iron plaque on mangrove roots receiving wastewater and its role in immobilization of wastewater-borne pollutants. *Mar. Pollut. Bull.* 63, 402–411.
- Sehar, S., Naeem, S., Perveen, I., Ali, N., & Ahmed, S. (2015). A comparative study of macrophytes influence on wastewater treatment through subsurface flow hybrid constructed wetland. *Ecological Engineering*, 81, 62-69.
- Wang, W., Gao, J., Guo, X., Li, W., Tian, X., & Zhang, R. (2012). Long-term effects and performance of two-stage baffled surface flow constructed wetland treating polluted river. *Ecological engineering*, 49, 93-103.
- Zarate Jr., F.M., Schulwitz, S.E., Stevens, K.J., Venables, B.J., 2012. Bioconcentration of triclosan, methyl-triclosan, and triclocarban in the plants and sediments of a constructed wetland. *Chemosphere* 88, 323–329.
- Zhang, D. Q, R. M. Gersberg, T. Hua, J. Zhu, N. A. Tuan and S. K. Tan. 2012. Pharmaceutical removal in tropical subsurface flow constructed wetlands at varying hydraulic loading rates *Technical Note Chemosphere* 87. 273–277.

Thalia geniculata L. y *Cyperus articulatus* L. en la reducción de materia orgánica y nutrientes en humedales construidos tropicales

Arturo Narváez**, Jhan Charris** Henry Casierra**, Lourdes Varela*** and Aracelly Caselles-Osorio*.**

*Centro de Estudios del Agua (CEA). Universidad del Atlántico, Atlántico, Barranquilla, Colombia.

** Grupo de Investigación: Humedales del Caribe Colombiano. Universidad del Atlántico, Km 7 Vía Puerto Colombia, Barranquilla, 08001, Colombia

*** Grupo de Investigación: Inmunología y Biología Molecular Universidad del Atlántico, Km 7 Vía Puerto Colombia, Barranquilla, 08001, Colombia

(E-mail: aracellycaselles@mail.uniatlantico.edu.co)

Resumen

En procesos de fito depuración con humedales construidos, las plantas acuáticas emergentes pueden absorber contaminantes y permitir el crecimiento de bio películas en sus raíces para diversas funciones metabólicas. Aunque hay un número significativo de especies de plantas acuáticas usadas en humedales construidos, muchas son aún desconocidas, principalmente en zonas tropicales donde se registra alta diversidad de estas especies. *Thalia geniculata* y *C. articulatus* típicas macrofitas tropicales crecieron en cuatro (4) humedales construidos experimentales de 0.94*0.6 m de superficie y 0.4 m de altura de agua. Dos (2) humedales idénticos permanecieron sin plantas y fueron usados como control. La eficiencia de eliminación de DQO y nutrientes, en los sistemas plantados fue superior al 70%, mientras en los no plantados fue, en general, menor al 80%. El análisis de anova multifactorial evidenció diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las especies de plantas y entre los humedales sin plantas. *T. geniculata* eliminó más amonio y orto fosfatos (83 y 86% respectivamente) que *C. articulatus*, (74 y 72%, respectivamente) debido probablemente, a la mayor tasa de crecimiento ($> 1 \text{ cm.d}^{-1}$) y biomasa seca total producida ($6.86 \text{ Kg.m}^{-2}\text{-1}$) en los cuatro meses que duró el experimento. Estos resultados sugieren que *T geniculata* es la especie de macrofitas recomendable para plantar en humedales construidos a gran escala en zonas tropicales.

INTRODUCCIÓN

Se ha demostrado que varias macrófitas acuáticas mejoran la eliminación de contaminantes del agua residual doméstica en Humedales Construidos de Flujo Sub Superficial Horizontal (HC FSSH). Esta tecnología es considerada altamente eficiente para eliminar materia orgánica ($> 90\%$), sólidos suspendidos ($> 90\%$), y nutrientes (40-60%) (Kadlec & Wallace, 2009). Los principales factores que determinan una mayor eficiencia son la carga orgánica contaminante, el diseño ingenieril del humedal y la especie de planta acuática sembrada. Las plantas cumplen diferentes funciones como ingenieras del complejo sustrato-raíces-microorganismos, que facilita el desarrollo de biopelículas responsables de las reacciones bioquímicas de transformación de contaminantes (Li et al., 2013). Además, las plantas absorben nutrientes del agua residual que necesitan para su desarrollo y crecimiento (Loan et al., 2014). Muchas especies de macrofitas acuáticas han sido estudiadas en procesos de fitodepuración con humedales construidos (Means et al., 2016), sin embargo, existe una abundancia de especies de las que aún se desconoce su potencial en la eliminación de contaminantes (Brisson, 2014), especialmente en zonas tropicales donde se registra una alta diversidad de plantas acuáticas en humedales naturales (Rial, 2013). El objetivo de este estudio fue evaluar la eficacia del tratamiento de un sistema HC FSSH utilizando macrofitas tropicales *Thalia geniculata* y *Cyperus articulatus*.

MATERIALES Y METODOS

El sistema de tratamiento consistió en seis (6) celdas de hormigón de $0,94 \times 0,6 \times 0,4 \text{ m}$ dispuestas en configuración paralela. El agua residual doméstica se almacenó en un tanque de sedimentación con capacidad de 760 L, utilizado como tratamiento primario. Desde este tanque se distribuyeron 29 L.d^{-1} a las celdas, por gravedad, a través de tuberías de PVC en modo de operación intermitente. El tiempo de retención hidráulica fue de 3 días. Cada unidad de tratamiento se llenó con grava limpia con diámetros entre 8 y 10 mm. Dos de las unidades de tratamiento sirvieron como control (no plantas), los 4 humedales restantes fueron plantados con *Thalia geniculata* y *Cyperus articulatus*.

Los sistemas fueron plantados y monitoreados de agosto a noviembre de 2016, dos veces por semana se midió la altura de las plantas usando un cinta métrica. La concentración de DQO, amonio y ortofosfato en agua afluyente y efluente fue determinada siguiendo la metodología APHA-AWWA-WPCF (2012). Las variables *in situ* tales como temperatura, pH, potencial redox y Oxígeno Disuelto (OD) se midieron usando sonda multiparamétrica (WTW Multi 3420). Se realizó una comparación de las eficiencias de eliminación de contaminantes entre los sistemas plantados y no plantados, usando un análisis de varianza para medidas repetidas a dos vías mediante el programa PAST 3.14.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El pH, el potencial redox y la conductividad eléctrica variaron en las diferentes células de tratamiento (Tabla 1). Se encontraron valores de oxígeno disuelto superiores a 3 mg.L⁻¹ en todas las celdas para una oxidación y biodegradación óptima de contaminantes como el amonio y (NH₄⁺-N) y la DQO.

Tabla 1. Valores de los parámetros de calidad del agua residual doméstica en sistemas plantados y no plantados.

VARIABLE	Afluyente	<i>T. geniculata</i>	<i>C. articulatus</i>	No plantado
Temperatura (°C)	22.5 - 29.7	22.4 - 29.7	22 - 29.9	21 - 29.1
pH (Units)	7.5 - 8.7	7.2 - 7.9	6.9 - 8.0	7.3 - 8.5
E_H (mV)	-386.7 - 30.8	-32.9 - 147.6	-11.4 - 185.6	-49.8 - 144.6
OD (mg.L ⁻¹)	0.58 (0.77)	3.07 (1.1)	3.74 (1.3)	3.6 (1.4)
Conductividad eléctrica(μS.cm ⁻¹)	901(401)	781(241)	751(241)	688(246)

C. articulatus proporcionó un 85% de eficacia de eliminación de DQO, con un 82% de *T. geniculata* en el mismo rango de temperatura (figura 1), como se ha informado en otros estudios (Caselles-Osorio et al., 2017). Se observaron diferencias significativas en las tasas de eliminación de amonio (NH₄⁺-N), 83, 74 y 59% en sistemas plantados con *T. geniculata*, *C. articulatus* y no plantados, respectivamente. La eliminación de fosfato fue significativamente (P=0.000) mayor en *T. geniculata* (83%) y en el sistema plantado con *C. articulatus* (72%) respecto del sistema no plantado (66%). *T. geniculata* produjo 3.87 Kg.m⁻²-1 de biomasa aérea y 2.99 Kg.m⁻²-1 de biomasa radicular lo cual estaría relacionado con la mayor absorción de nutrientes.

Longstreth & Borkhsenius (2000) reportan un desarrollo considerable del tejido aerenquimático en raíces de *T. geniculata* respecto de otras especies de plantas acuáticas. Probablemente esta característica anatómica de *T. geniculata* pudo favorecer la difusión de oxígeno hacia la rizósfera aumentando los procesos de nitrificación.

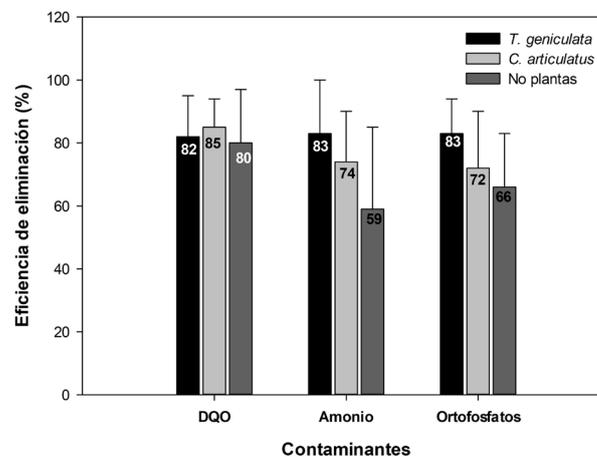


Figura 1. Porcentaje de eliminación de contaminantes (DQO, NH₄⁺-N y PO₄⁻²-P) del agua residual doméstica en humedales construidos no plantados y plantados con *T. geniculata* y *C. articulatus*

Aunque *C. articulatus* alcanzó eficiencia de eliminación de amonio de 74%, estas eliminaciones fueron menores a las reportadas por Caselles-Osorio *et al.* (2017) donde se obtuvieron eliminación del orden de 90% en condiciones similares. No obstante, ambas especies fueron altamente eficientes en la eliminación de materia orgánica y nutrientes en un período de cuatro (4) meses y bajo condiciones climáticas tropicales.

CONCLUSIONES

Las macrófitas acuáticas tropicales pueden ser utilizadas para eliminar materia orgánica y nutrientes del agua residual en humedales construidos. *Thalia geniculata*, una macrofitas local de la región de Barranquilla (Colombia) obtuvo una eliminación significativa de nutrientes en comparación con *C. articulatus*, que alcanzó una mayor eliminación de DQO.

AGRADECIMIENTOS

Centro de Estudios del Agua de la Universidad del Atlántico, que facilitó los laboratorios de investigación. Al Dr. Sven Zea de la Universidad Nacional de Colombia por su asesoría en el tratamiento estadístico de los datos.

REFERENCIAS

- Brisson, J. (2014). *Plant diversity and pollutant removal efficiency in constructed wetlands*. En: Segunda Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua 8-12 de Junio de 2014, Morelia, Mexico
- Kadlec, R., & Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands*. CRC Boca Raton. FL
- Li, L., Yang, Y., Tam, N. F. Y., Yang, L., Mei, X. Q., & Yang, F. J. (2013). Growth characteristics of six wetland plants and their influences on domestic wastewater treatment efficiency. *Ecological Engineering*, 60, 382–392. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.044>
- Loan, N. T., Phuong, N. M., Thi, N., & Anh, N. (2014). The role of aquatic plants and microorganisms in domestic wastewater treatment, *Environmental Engineering and Management Journal*. 13(8), 2031–2038.
- Longstreth, D. J., & Borkhsenius, O. N. (2000). Root cell ultrastructure in developing aerenchyma tissue of three wetland species. *Annals of Botany*, 86(3), 641–646. <https://doi.org/10.1006/anbo.2000.1151>
- Means, M. M., Ahn, C., & Noe, G. B. (2016). Planting richness affects the recovery of vegetation and soil processes in constructed wetlands following disturbance. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.134>
- Rial, A. B. (2013). Plantas Acuáticas: aspectos sobre su distribución geográfica, condición de maleza y usos. *Biota Colombiana* (Vol. 14, pp. 79–91). Bogotá. Retrieved from <http://www.siac.net.co/biota/handle/123456789/274>

Comunidad bacteriana nitrificante y desnitrificante asociada a la rizósfera de *Thalia geniculata* L. y *Cyperus articulatus* L. en Humedales Construidos bajo condiciones experimentales

Eyvis Barraza*, Alejandro Llanos* Lourdes L Varela* y Aracelly Caselles**

* Laboratorio de Inmunología y Biología Molecular, Departamento de Química y Farmacia, Universidad del Atlántico.

** Centro de Análisis del Agua, Departamento de Biología, Universidad del Atlántico

Resumen

Las comunidades bacterianas desempeñan un rol importante en la remoción de contaminantes en los sistemas de humedales construidos. Considerando que la eliminación de nitrógeno del agua residual con humedales construidos, es un proceso principalmente biológico, el objetivo de éste estudio fue describir la comunidad bacteriana nitrificante y desnitrificante asociada a la rizósfera de *Thalia geniculata* y *Cyperus articulatus* de un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal bajo condiciones experimentales. La planta piloto consistió en seis contenedores de concreto conectados a un tanque de almacenamiento. Dos unidades de tratamiento se sembraron con *T. geniculata*, dos con *C. articulatus* y dos unidades sirvieron como controles sin plantar. Las concentraciones de amonio y nitrato, en agua afluente y efluente, fueron evaluadas siguiendo metodologías estándares de análisis. Las bacterias fueron aisladas de las raíces de las plantas y cultivadas en medio agar nutritivo para su aislamiento e identificación como bacterias nitrificantes (condiciones aeróbicas) y desnitrificantes (sometidas a cámara de anaerobiosis) a través de pruebas bioquímicas. Se aislaron 174 cepas de bacterias Gram+, Gram-aerobias y bacterias Gram+ anaerobias. La mayor abundancia de bacterias se registró en la rizósfera de *T. geniculata* y *C. articulatus* bajo condiciones aeróbicas (2.9×10^6 - 1.5×10^7 UFC/100ml) mientras que en condiciones anaeróbicas se obtuvieron menores valores (3.7×10^4 - 1.6×10^5 UFC/100ml) en ambas especies. En los sistemas sin plantar la proporción fue menor y en condiciones anaeróbicas (4.6×10^3 - 7.6×10^3 UFC/100ml) con respecto a las condiciones aeróbicas (9.1×10^4 - 4.6×10^6 UFC/100ml). Las funciones bacterianas nitrificantes y desnitrificantes en los diferentes sistemas variaron con el tipo de macrófita plantada. La mayor presencia de bacterias nitrificantes en la rizósfera de *T. geniculata* y *C. articulatus* podría estar relacionada con las eficiencias de eliminación de amonio (83 y 74%, respectivamente) registradas. El tipo de vegetación influye en la composición de la comunidad bacteriana que repercute en la eliminación de compuestos nitrogenados.

Palabras clave: Nitrificación; desnitrificación; comunidad bacteriana; Humedales construidos; macrófitas.

INTRODUCCIÓN

La tecnología de los humedales construidos (HC) ha sido estudiada como una excelente herramienta natural adecuada para la depuración de aguas residuales (García, J., Morató, J., & Bayona, J. M. 2003). En éstos sistemas los procesos biológicos son considerados los más importantes para la remoción de contaminantes, tales como sólidos, materia orgánica y nutrientes (Ramos Y & Uribe I, 2009). Varios estudios reportan diferencias significativas en la eficiencia de eliminación de nutrientes entre varias especies de plantas (Brisson y Chazarenc, 2009; Casierra-Martinez et al., 2017). La nitrificación requiere de oxígeno disponible para convertir el amonio en nitrato (Saeed, T. & Sun, G., 2012) y en los Humedales Construidos de Flujos Sub Superficial Horizontal (HC FSSH), este oxígeno puede provenir por aireación, por flujos turbulentos o por las plantas que lo difunden desde sus partes aéreas hacia las raíces (Charris y Caselles-Osorio, 2016). La mayor o menor transferencia de oxígeno a través de las plantas puede estar impactando los procesos de nitrificación y desnitrificación los cuales son estrictamente mediados por bacterias (Cui, L. et al., 2015; Vanegas, D., & Camila, Y. 2014). Pese a la gran variedad de estudios realizados en el marco de los HC, en general, existe poca la información sobre la estructura y funciones bacterianas relacionadas con la eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual en sistemas de humedales construidos. Este aspecto es mucho más acentuado en países tropicales como Colombia en donde aún, se requieren programas de saneamiento básico con tecnologías naturales como los humedales construidos. Este estudio pretende describir la comunidad bacteriana nitrificante y desnitrificante asociada a la rizósfera de *Thalia geniculata* y *Cyperus articulatus* de un humedal construido de flujo sub superficial en condiciones experimentales.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en las instalaciones de la Universidad el Atlántico (Barranquilla – Colombia). El sistema experimental con HC de FSSH constó de 6 unidades (C1, C2, C3, C4, C5 y C6) y un tanque de almacenamiento de agua residual cruda proveniente de la comunidad universitaria. Las macrófitas seleccionadas fueron *Thalia geniculata* y *Cyperus articulatus* teniendo en cuenta los resultados preliminares de Caselles-Osorio et al. (2017). Dos contenedores (C1, C2) fueron plantados con *T. geniculata* dos (C3, C4) con *Cyperus articulatus* y dos sistemas sin plantar (C5, C6). Se tomaron muestras de agua afluyente y efluente del sistema experimental dos (2) veces por semana durante un tiempo de ocho (8) meses para analizar las concentraciones de amonio, nitratos y nitritos siguiendo la metodología descrita en APHA-AWWA-WEF (2005). Las bacterias fueron aisladas a partir de las raíces de plantas crecidas en los HC experimentales. Se tomaron muestras cada dos (2) semanas durante un período de cuatro (4) meses para cada una de las macrófitas estudiadas, respecto al humedal sin plantas, se tomó una muestra de la grava cada mes durante los cuatro meses para evaluar la comunidad de bacterias presentes en el material granular, de las muestras de raíces, se tomó una alícuota para una dilución seriada de la muestra en agua peptona, se hizo conteo en siembra a profundidad de unidades formadoras de colonias; a su vez se sembró en agar Nutritivo. Los cultivos primarios que mostraron crecimiento, fueron sometidos a caracterización morfológica de la colonia en crecimiento en caja de Petri con medio nutritivo, en condiciones aerobias y anaerobias (sometidos en cámara de anaerobiosis). Se realizó clasificación diferencial con tinción de Gram y ubicaron en grupos según el Manual Bergey de Bacteriología Sistemática (2001). Fueron realizadas pruebas Bioquímicas para la identificación de bacterias Nitrificantes y desnitrificantes.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se observaron diferencias en las tasas de eliminación de amonio ($\text{NH}_4 + \text{-N}$), sistemas no plantados (45%), *C. articulatus* (74%) y *T. geniculata* (83%). Las eficiencias de eliminación de nitratos (mg/L N-NO_3) en los sistemas variaron entre sistemas sin plantar, *C. articulatus* y *T. geniculata* (51, 48 y 62% respectivamente). Los conteos bacterianos de los sistemas plantados con *Thalia geniculata* (crecidos en condiciones aeróbicas) fueron en promedio $1,50 \times 10^7 \pm 9,38 \times 10^6$ UFC ml⁻¹ y en condiciones anaeróbicas fueron de $1,30 \times 10^5 \pm 1,60 \times 10^5$ UFC ml⁻¹. Para *Cyperus articulatus*, las UFC crecidas en condiciones aeróbicas y anaeróbicas fueron, en promedio $3,44 \times 10^6 \pm 2,99 \times 10^6$ UFC ml⁻¹ y $3,77 \times 10^4 \pm 2,51 \times 10^4$ UFC ml⁻¹ respectivamente, mientras que el sistema no plantado fue de $9,19 \times 10^4 \pm 4,66 \times 10^6$ UFC ml⁻¹ de bacterias aeróbicas y $7,13 \times 10^3 \pm 4,64 \times 10^3$ UFC ml⁻¹ de anaeróbica ml⁻¹ Figura 1. Las unidades formadoras de colonias (UFC), se encontraron en mayor proporción en la rizósfera de *Thalia geniculata* con respecto a *Cyperus articulatus* y la cantidad de bacterias en las superficies de las raíces de las macrófitas fue más alta que en los HC sin plantar; lo cual indica que la rizósfera actúa como superficie para la fijación de microorganismos, aumentando así, la superficie de la biopelícula (Kadlec y Knight, 1996).

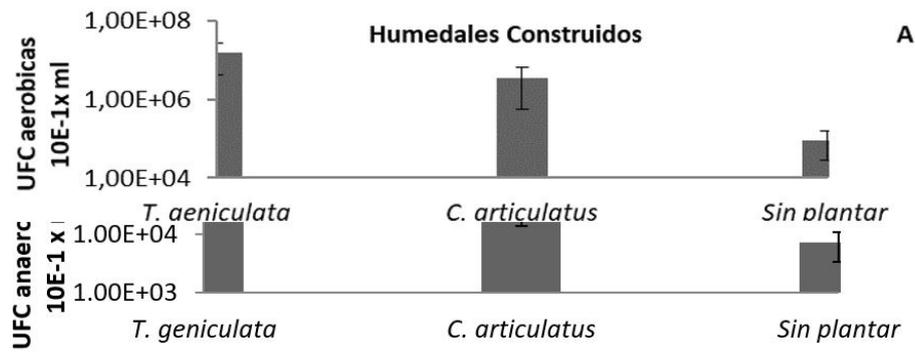


Figura 1. Conteo bacteriano expresado en UFC x 1ml de los sistemas de humedales construidos plantados y sin plantar, sembrados en condiciones aeróbicas (A) y anaeróbicas (B).

Un ANOVA unifactorial entre las UFC de *T. geniculata* y *C. articulatus*, la comparación con cada uno de los HC plantados y los no plantados, mostró diferencias en de las bacterias aeróbicas y anaeróbicas observadas entre grupos de muestreo (C1: C2 ≠ C5: C6 y C3: C4 ≠ C5: C6 con significancia al 95% confianza.

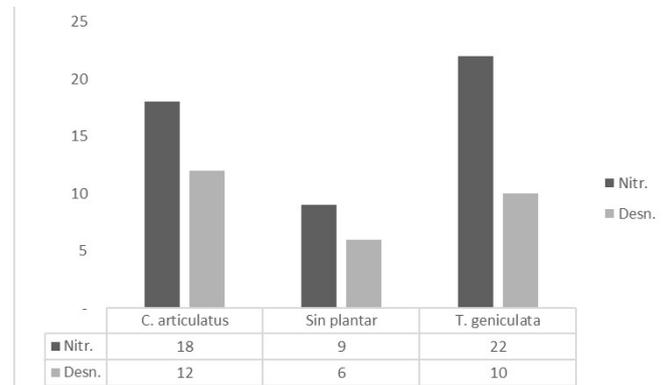


Figura 2. Pruebas de nitrificación – desnitrificación de la comunidad bacteriana asociada a *T. geniculata*, *C. articulatus* y al sistema sin plantar.

En las pruebas de nitrificación los resultados indican que los sistemas plantados con *T. geniculata* contienen mayor proporción de bacterias con funciones nitrificantes comparado con las unidades plantadas con *C. articulatus*, éstas funciones bacterianas y sus diferencias respecto a sus proporciones podrían influir en la eficiencia eliminación de amonio ($\text{NH}_4 + -\text{N}$) de los sistemas plantados con *T. geniculata* (83%), *C. articulatus* (74%) y en sistemas no plantados (45%). Por el contrario, en las pruebas de desnitrificación, los sistemas con *C. articulatus* mostraron mayor número de bacterias desnitrificantes respecto a los plantados con *T. geniculata* y los sistemas sin plantar (Fig. 2), sin embargo, en las eficiencias de eliminación de nitratos (mg/L N-NO_3) *T. geniculata* presenta mayor eficiencia de eliminación que *C. articulatus* (48 y 62% respectivamente). Los resultados muestran que la vegetación influye en la estructura de la comunidad bacteriana, Song et al. (2011), que de acuerdo a sus funciones metabólicas repercuten en la eliminación de compuestos nitrogenados y de diversos contaminantes presentes en las aguas residuales. Por tanto, las funciones de nitrificación – desnitrificación varían respecto a la comunidad bacteriana las cuales están condicionadas por el tipo de vegetación utilizada en los sistemas de humedales construidos.

REFERENCIAS

- Brisson J. y Chazarenc F., 2009. Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte species selection?. *Science of the Total Environment* 407, 3923-39030.
- Casierra-Martínez, H.A., Charris-Olmos, J.C., Caselles-Osorio, A. et al. *Water Air Soil Pollut* 2017 228: 338. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3531-1>
- Caselles-Osorio, A., Vega, H., Lancheros, J. C., Casierra-Martínez, H. A., & Mosquera, J. E. 2017. Horizontal subsurface-flow constructed wetland removal efficiency using *Cyperus articulatus* L. *Ecological Engineering*, 99, 479-485.
- Carlos Charris, J., & Caselles-Osorio, A. 2016. Contaminant Removal Efficiency from Domestic Wastewater Using Experimental Constructed Wetlands Planted with *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) and *Echinochloa colonum* (Poaceae). *TECNOLOGIA Y CIENCIAS DEL AGUA*, 7(6), 93-103.
- Cui, L., Ouyang, Y., Yang, W., Huang, Z., Xu, Q., & Yu, G. 2015. Removal of nutrients from septic tank effluent with baffle subsurface-flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Management*, 153, 33-39. doi:10.1016/j.jenvman.2015.01.035
- García, J., Morató, J., & Bayona, J. M. 2003. Depuración con sistemas naturales: Humedales Construidos. García et al.
- Kadlec, R. H., & Knight, R. L. 1996. *Treatment wetlands*. CRC. Boca Raton, FL.
- Ramos, Y., & Uribe, I. 2009. Planta piloto para tratamiento de aguas residuales industriales de ACESCO por medio de humedales construidos-láminas filtrantes®. In II Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos. Universidad del Norte (Vol. 24, pp. 1-15).
- 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. doi:10.1016/j.jenvman.2012.08.011
- Song, K., Seung-Hoon, L., Kang, H. 2011. Denitrification rates and community structure of denitrifying bacteria in newly constructed wetland *European Journal of Soil Biology*. 47:2429.
- Vanegas, D., & Camila, Y. 2014. Estudio de las comunidades bacterianas en el sedimento de un humedal empelado en el tratamiento del drenaje de una mina de carbón (Guacheta, Cundinamarca).

TEMA 11

ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES EN
HUMEDALES CONSTRUIDOS

Humedales de tratamiento flotantes para la remoción de P y N en efluentes de escorrentía urbana

María de las Mercedes Mufarrege*, Gisela Alfonsina Di Luca, Rodrigo José de la Peña, Martín Javier Jiménez Cattalin, Ángeles Araceli Carreras, Hernán Ricardo Hadad y María Alejandra Maine

*Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, CONICET-UNL), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL), Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
(E-mail: mmufarrege@fiq.unl.edu.ar)

Resumen

Se estudió la remoción de N y P de efluentes de escorrentía urbana usando humedales flotantes (HF). Reactores conteniendo agua y sedimento se dispusieron en invernadero. A 6 reactores se les colocó un HF, a 3 se los expuso a un efluente sintético (reactores A), y 3 se utilizaron como controles biológicos (CB: sin adición del efluente). Cada HF consistió en una red plástica con un marco de PVC donde se colocaron plantas de *Typha domingensis*. Se dispusieron además 6 reactores sin HF, a 3 se los expuso al efluente sintético (reactores B: sólo sedimento) y 3 se utilizaron como controles químicos (CQ: con sedimento sin adición de efluente). Se utilizó un efluente sintético conteniendo 10 mg L⁻¹ N + 2 mg L⁻¹ P. OD, pH, PRS, PT, N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻ fueron eficientemente removidos en agua. Los porcentajes de remoción de PRS y PT fueron significativamente mayores en los reactores A que en los B. La remoción de N-NH₄⁺ no mostró diferencias significativas entre los reactores A y B. Mientras que el N-NO₃⁻ fue removido en forma significativamente mayor en los reactores A que en los B. Al finalizar el experimento la concentración de clorofila, las biomásas aérea y sumergida (raíces y rizomas) aumentaron significativamente en los reactores A. No se observaron diferencias significativas en las concentraciones de PT entre rizomas y hojas, mientras que en las raíces se observaron las menores concentraciones. El NTK en tejidos fue significativamente mayor en raíces y rizomas que en partes aéreas. Las concentraciones de PT y NTK en el sedimento, no mostraron diferencias entre los distintos reactores a lo largo del experimento. Los resultados muestran que el uso de HFs es una estrategia prometedora para el tratamiento sustentable de cuerpos de agua afectados por escorrentía urbana. .

Palabras clave

Humedales flotantes; eficiencia; *Typha domingensis*; efluentes de escorrentía

INTRODUCCIÓN

La ciudad de Santa Fe (Argentina) está rodeada de humedales naturales que reciben efluentes de escorrentía urbanos que deterioran su calidad. La utilización de humedales flotantes (HFs) sería un recurso apropiado para tratar las aguas contaminadas con estos efluentes que poseen distintos contaminantes, entre los cuales, los compuestos de P y N son los mayoritarios. Estos compuestos pueden producir eutrofización de los cuerpos de agua cuando sobrepasan ciertas concentraciones. Los HFs emplean macrófitas arraigadas que crecen en una capa flotante en la superficie del agua en lugar de arraigarse en los sedimentos. Las raíces de las plantas que cuelgan debajo del material flotante proporcionan una superficie extensa para el crecimiento del biofilm y la fijación de partículas finas suspendidas (Tondera et al., 2017). Debido a que las plantas no están enraizadas en los sedimentos de fondo del humedal, se ven obligadas a adquirir los nutrientes directamente de la columna de agua. El objetivo de este trabajo fue estudiar la remoción de N y P de efluentes de escorrentía urbana usando HFs. Este tipo de humedal no ha sido aplicado aún en nuestro país, por lo que su implementación implica no sólo estudiar los mecanismos de remoción de contaminantes, sino también llevar a cabo un diseño óptimo para alcanzar una mayor eficiencia.

MATERIALES Y METODOS

Plantas de *T. domingensis*, sedimentos 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 (31° 32' 45 " S y 60° 29' 37" O). Se seleccionaron plantas sanas y de tamaño uniforme, que fueron podadas

para su transporte al invernadero. Doce reactores plásticos (70 L) fueron dispuestos bajo un techo semitransparente con fotoperiodo natural. Los reactores contenían 4 Kg de sedimento y 40 L de agua. A 6 reactores se les colocó un HF. Se dispusieron además 6 reactores sin HF (sólo sedimento). Cada HF 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 HF se colocaron 4 plantas de *T. domingensis*. Los HFs fueron diseñados para permitir que las raíces y los rizomas permanezcan sumergidas en el agua mientras emergen las partes aéreas.

Después de 15 días de aclimatación, las plantas se podaron nuevamente a una altura de aproximadamente 20 cm y los reactores fueron drenados. Posteriormente, se le agregaron 38 L de efluente sintético. El efluente sintético, conteniendo 10 mg L⁻¹ N + 2 mg L⁻¹ P, se preparó con agua del sitio de muestreo y soluciones stock de NH₄NO₃ y KH₂PO₄.

El diseño experimental fue el siguiente:

- 3 reactores con HF (A: con HF y adición de contaminantes)
- 3 reactores sin HF (B: sin HF, con adición de contaminantes)
- 3 reactores Control Biológico (CB: con HF, sin adición de contaminantes)
- 3 reactores Control Químico (CQ: sin HF ni adición de contaminantes)

Durante el experimento se realizaron tres volcados de efluente sintético. El primer volcado tuvo un tiempo de residencia de 14 días mientras que los dos volcados restantes de 28 días. Se muestreó agua cada 7 días. En cada muestreo se midió in situ temperatura, OD, conductividad, y pH en agua utilizando una sonda multiparamétrica marca WTW model Multi 3510 IDS y se observaron posibles signos de senescencia de las plantas. Las determinaciones analíticas se realizaron de acuerdo a APHA (2012). Para la determinación de PRS y especies nitrogenadas las muestras fueron filtradas con filtros Millipore (0,45 µm).

Antes y después de cada volcado se determinó la concentración de fósforo total (PT) y de nitrógeno total Kjeldahl (NTK) en sedimentos. Al finalizar el experimento, se determinaron las concentraciones de PT y NTK en plantas, las cuales fueron separadas en partes aéreas (hojas) y partes sumergidas (raíz y rizoma). La concentración de PT en material vegetal y en sedimento se determinó, luego de digestión con mezcla ácida de HCl y HNO₃ (USEPA, 1994). Las determinaciones analíticas se realizaron de acuerdo a APHA (2012). Con los valores de concentraciones de PT y NTK, y de biomasa seca de partes aéreas y sumergidas, se calculó la masa de estos nutrientes en estos compartimentos (mg). Al inicio y al final del experimento se midió la concentración de clorofila (Westlake, 1974).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las características del sedimento inicial fueron: pH= 7,07; Eh (mV)= 280; MO= 8,39 %; PT= 0,215 mg g⁻¹ y NTK= 0,615 mg g⁻¹. La Fig. 1 muestra los porcentajes de remoción de PT, PRS, N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻ en agua a lo largo del experimento. Los valores de pH y OD en agua en los reactores A variaron entre 6,1- 6,6 y 2,0-7,6 mg L⁻¹, respectivamente, mientras que en los reactores B el rango fue 6,9-7,6 y 6,5-8,1 mg L⁻¹, respectivamente. En los reactores B, se observó desarrollo algal, que podría ser la razón del aumento de pH y OD. Todos los parámetros medidos en agua fueron eficientemente removidos durante el segundo y tercer volcado en los reactores A. Al finalizar el primer volcado, las remociones fueron más bajas que en los volcados posteriores. Esto puede deberse al menor crecimiento vegetal de los reactores A y al menor tiempo de residencia hidráulico del efluente.

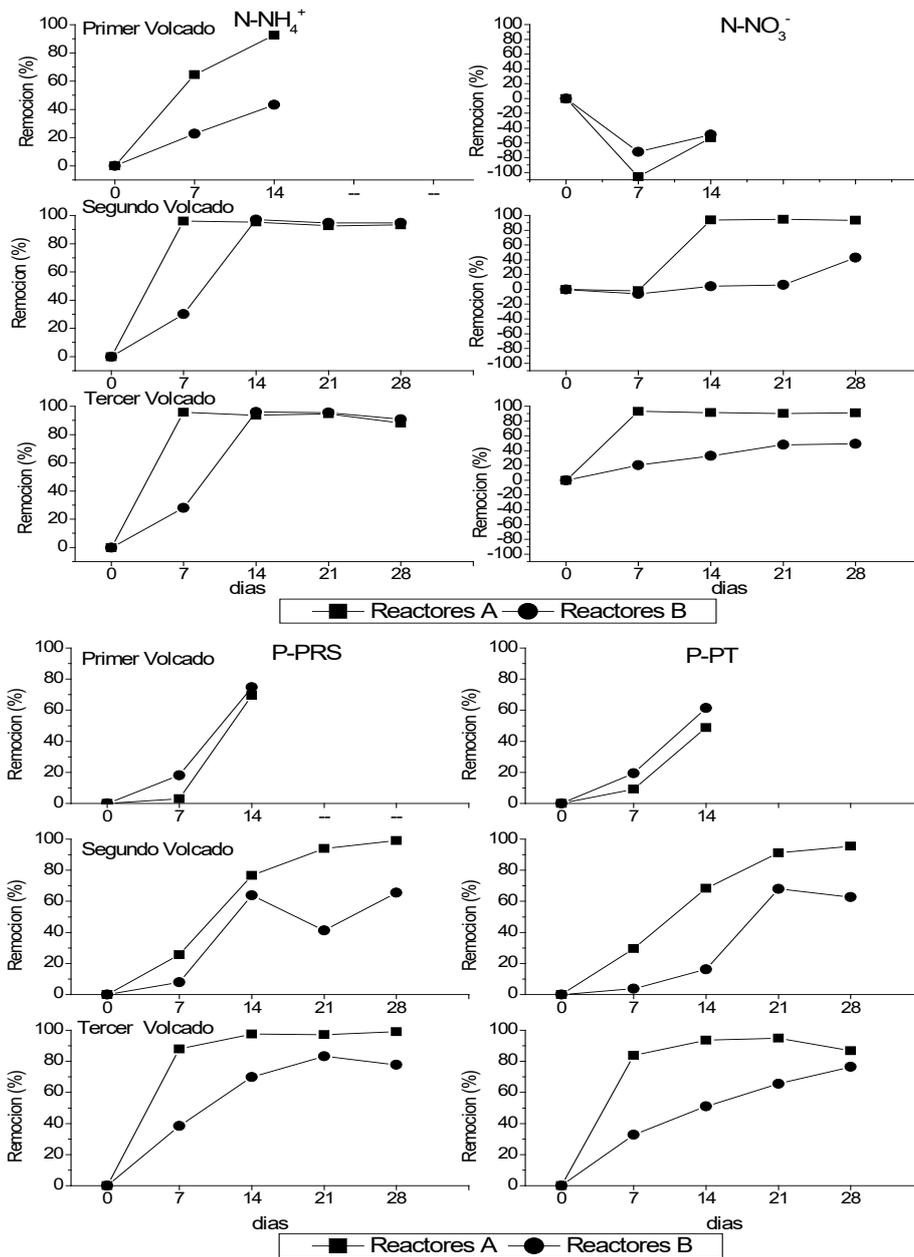


Figura 1. Porcentajes de remoción (%) de $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$, P-PRS y P-PT en los reactores A y B durante los 3 volcados.

Los porcentajes de remoción de PRS y PT fueron significativamente mayores en los reactores A (73-93% y 64-96%, respectivamente) que en los B (70-72% y 51-75%, respectivamente). La eliminación del fósforo en los reactores A, se produjo mediante su absorción directa por las raíces de las macrófitas, y el almacenamiento en la biomasa de las plantas. La remoción de $N-NH_4^+$ no mostró diferencias significativas entre los reactores A y los reactores B (87,1-93,3% y 91,6%-95,4 respectivamente), excepto en el primer volcado donde la remoción fue mayor en los reactores A, que en los reactores B (48,0% y 76,5% respectivamente). El $N-NO_3^-$ fue removido en forma significativamente mayor en los reactores A (-40,0-95,0% y -74,0-82,0%, respectivamente). En los reactores B, se observó nitrificación durante el primer volcado, mientras que en los siguientes volcados se obtuvo una eliminación significativa de $N-NO_3^-$. Los HFs pueden ayudar a la desnitrificación produciendo condiciones anóxicas a través de la restricción de la difusión de oxígeno en la columna de agua. La remoción de NH_4^+ se consiguió principalmente por absorción de las plantas y nitrificación. Las concentraciones de PT y NTK en el sedimento, no fueron significativamente diferentes entre los reactores A y B a lo largo del experimento, demostrando que el sedimento no tuvo influencia sobre sus remociones

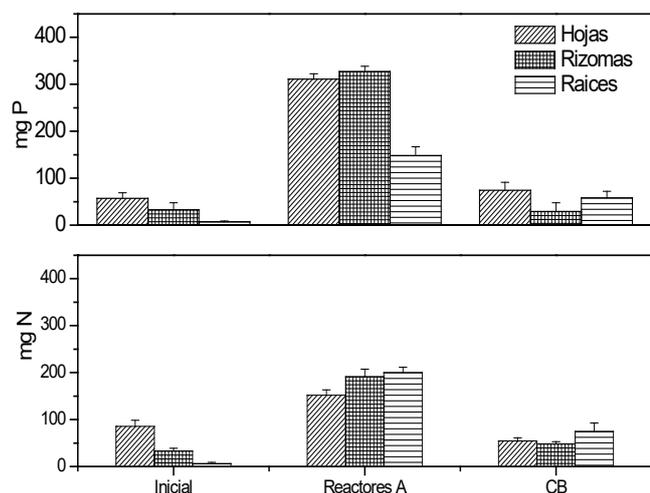


Figura 2. Masa de P y N-NTK (mg) en tejidos de raíces, hojas y rizomas.

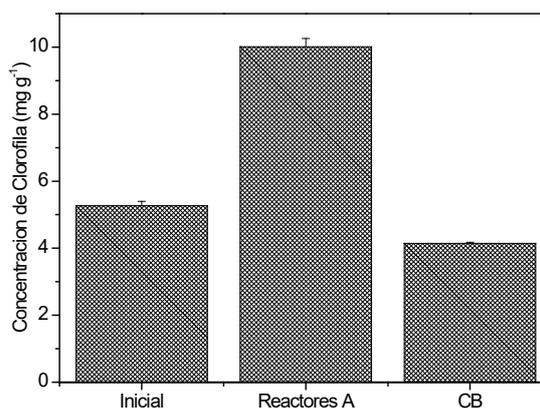


Figura 3. Concentración de clorofila (mg g^{-1}) medidas al inicio y al final del experimento en los reactores A y CB.

En la Fig. 2, se observa la masa (mg) de P y N-NTK en tejidos de *T. domingensis*. En los reactores A no se observaron diferencias significativas en las masas de PT entre rizomas y hojas, mientras que en las raíces se observaron los menores valores. En el caso del CB las mayores masas de PT se encontraron en las partes aéreas. Los resultados obtenidos podrían deberse a que, ante la gran disponibilidad de P la planta lo absorbe, lo transloca a las hojas hasta cierta concentración para cumplir con los requerimientos de reproducción y síntesis de clorofila y, luego, comienza a acumularlo en raíces y rizomas. El N-NTK en tejidos fue significativamente mayor en raíces y rizomas que en las partes aéreas en los reactores A. Sin embargo, en el CB la distribución de este elemento fue diferente, encontrándose la mayor masa de N en las raíces. El N es un componente decisivo para el crecimiento de las plantas ya que integra proteínas, ácidos nucleicos, clorofila, co-enzimas, fitohormonas y metabolitos secundarios.

Al finalizar el experimento, las biomásas aéreas y sumergidas (raíces y rizomas) aumentaron significativamente en los reactores A. No se encontraron signos de senescencia foliar en los reactores A y en los CB. En cuanto a la concentración de clorofila, las mayores concentraciones de este pigmento se observaron en los reactores A que en los CB (Fig. 3).

CONCLUSIONES

Todos los parámetros medidos fueron eficientemente removidos del agua durante el experimento demostrando la eficiencia del sistema. Las plantas de *T. domingensis* toleraron las condiciones a las que fueron expuestas, presentando, no sólo un aumento de su biomasa radicular y aérea, sino también acumulando eficientemente los nutrientes en sus tejidos. Las mayores remociones se obtuvieron después de aproximadamente 30 días, debido a que las macrófitas mostraron un aumento en su biomasa.

Este tipo de humedales no ha sido aplicado aún en nuestro país por lo que su implementación implica no sólo estudiar los mecanismos y eficiencias de remoción de contaminantes sino también los distintos mecanismos de adaptación de las especies vegetales, lo que permitirá optimizar su diseño y construcción.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional del Litoral (UNL-Proyecto CAI+D), Agencia de Promoción Científica y Tecnológica por proveer los fondos necesarios para realizar este trabajo.

REFERENCIAS

- APHA AWWA, WEF. 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd edition, American Public Health Association, Washington D.C.
- Tondera, K., Lucke, T., Walker, C. 2017. Constructed floating wetlands for treating urban runoff. Book of abstracts 7th International Wetland Pollutant Dynamics and Control (WETPOL) Symposium-Annual Conference of Constructed Wetlands (Stein, O., Gagnon, V. Eds.). Big Sky, Montana, USA, 21-25 de Agosto, 2017. 169-170 pp.
- 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.
- Westlake, D.F. 1974. Macrophytes. En: R.A. Vollenweider (Ed.), A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments, IBP Handbook N° 12, 2nd ed., International Biological Programme, Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 32-42.

Remoción de nitrógeno total en humedales verticales parcialmente saturados, con mazorca de maíz como fuente interna de carbono

Aarón del Toro*, Juan Luis Vargas*, Saúl Razo* y Florentina Zurita*

*Laboratorio de Calidad Ambiental. División de Desarrollo Biotecnológico, Centro Universitario de la Ciénega Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 1115, Ocotlán, Jal. México.

(E-mail: aaron.farias.21@hotmail.com, juan_luis_@hotmail.com, saul_rm1996@hotmail.com fzurita2001@yahoo.com.)

Resumen

El objetivo de este estudio fue evaluar dos sistemas de humedales verticales parcialmente saturados (HVPS), con mazorca de maíz como fuente interna de carbono colocada en la zona aerobia, para la remoción de nitrógeno total de aguas residuales generadas en un campus universitario. El estudio se realizó durante 36 semanas y la presencia de la mazorca de maíz no afectó la eficiencia de los sistemas para la remoción de DBO y sólo el sistema I (SI) se vio afectado para la remoción de DQO. La reducción de nitrógeno total fue significativa en los dos sistemas ($p < 0.05$) sin diferencia entre ellos. Las concentraciones promedio alcanzadas fueron de 39.9 ± 3.4 en el influente, y de 11.5 ± 3.4 y 11.75 ± 3.4 para el sistema SI y sistema II (SII), respectivamente. Mientras que las remociones fueron de 71.1% y 70.6% en el SI y SII, respectivamente. A pesar de que no hubo desnitrificación en la zona anaerobia, los sistemas fueron muy eficientes en comparación con humedales verticales convencionales.

Palabras clave

Nitrificación, desnitrificación. ANAMMOX, nitrógeno amoniacal

INTRODUCCIÓN

Los humedales de tratamiento (HT), a pesar de ser reconocidos como eficientes para la remoción de nitrógeno, en realidad presentan variaciones en sus eficiencias, llegando a ser considerablemente bajas (Wang et al., 2017); esto es debido a que el principal proceso de remoción es la nitrificación-desnitrificación, que depende de diferentes parámetros de diseño, ambientales y operacionales. Mientras que la nitrificación requiere de condiciones aerobias, la desnitrificación tiene lugar principalmente en condiciones anóxicas/anaerobias y con la presencia de una fuente de carbono biodegradable. Esto ha implicado la implementación de humedales híbridos que involucran la combinación de humedales verticales con humedales horizontales principalmente de tipo subsuperficial. Sin embargo, en muchos casos, la desnitrificación no se lleva a cabo, porque el carbono biodegradable se agota durante la etapa aerobia (Li et al., 2017; Yang et al., 2018).

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en el Centro Universitario de la Ciénega de la Universidad de Guadalajara. En esta zona situada a 1,530 m sobre el nivel del mar, predominan climas subtropicales húmedos y una temperatura anual promedio de 21°C. Se evaluaron dos sistemas de HVPS por duplicado, cuyas dimensiones fueron de 0.48 x 0.48 x 0.80 m (largo x ancho x alto), a los cuales se les adicionó mazorca de maíz como fuente interna de carbono en la zona aerobia. En el sistema I (SI), la mazorca se colocó a partir de los 5 cm de donde iniciaba la zona aerobia (35 cm a partir del fondo del humedal); mientras que en sistema II (SII), la mazorca se colocó a los 21 cm de donde iniciaba dicha zona (a 51 cm del fondo) (Fig.1). Se utilizó tezontle como medio filtrante con dos tipos de granulometría y a cada sistema se le plantó un individuo de Iris Sibirica. El caudal que se les suministró fue de 4.2 L/3 h de agua residual con una sedimentación previa, proveniente del alcantarillado del campus universitario (mezcla de aguas residuales domésticas y de laboratorios).

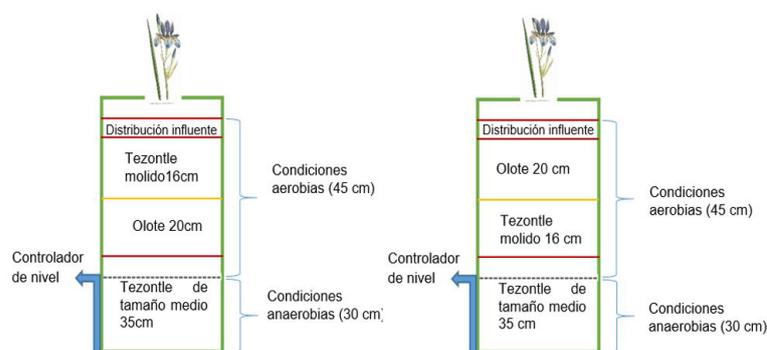


Figura 1. HVPS con una fuente interna de carbono

Los análisis de calidad de agua del influente y efluentes de los dos sistemas por duplicado, se realizaron en forma semanal en el Laboratorio de Calidad Ambiental ubicado dentro de la misma institución. Los parámetros analizados fueron la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), pH, conductividad eléctrica (CE), alcalinidad, nitrógeno orgánico (N-org), nitrógeno amoniacal (N-NH₃), nitrito, nitrato y nitrógeno total (NT). Con respecto al nitrito y nitrato, también se cuantificaron en la interface entre la zona aerobia y anaerobia con el fin monitorear el proceso de nitrificación-desnitrificación. Además, con el fin de conocer las condiciones internas dentro de los sistemas, se midieron diferentes parámetros in situ tales como Potencial Óxido Reducción (ORP), Oxígeno Disuelto (OD), pH y CE.

Se utilizó un diseño de bloques completos aleatorizados para analizar los datos a lo largo del tiempo. Se realizaron análisis de varianza (ANOVA) con el paquete Statgraphics Centurion XVI. Cuando se observaron diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0.05$) al realizar el ANOVA, se efectuaron pruebas de rangos múltiples con el método de la diferencia mínima significativa (LSD).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1 se muestran los parámetros de calidad del agua analizados durante el periodo de estudio, mientras que en la figura 2 se muestra la reducción en las concentraciones de las diferentes formas de nitrógeno alcanzadas en los dos sistemas. La DBO y los SST se redujeron significativamente en el SI ($p < 0.05$), mientras que la reducción de la DQO no fue significativa ($p > 0.05$). Sin embargo, en el SII, los tres parámetros mostraron una reducción significativa ($p < 0.05$). De esta manera, la mazorca de maíz aportó materia orgánica biodegradable sin afectar la eficiencia del sistema, pero también aportó residuos de difícil degradación que no se alcanzaron a remover en el SI al encontrarse la mazorca de maíz en la parte superior de la zona aerobia.

Tabla 1. Resultados de los parámetros de calidad del agua analizados durante el periodo de estudio (valores promedio \pm desviación estándar, $n = 24$).

Parámetro	Influente	Interfase		Efluente	
		SI	SII	SI	SII
DBO (mg/L)	27.8 \pm 5.6	-	-	4.5 \pm 5.6	3.5 \pm 5.6
DQO (mg/L)	76.2 \pm 13.9	-	-	63.9 \pm 13.92	40 \pm 13.9
SST (mg/L)	31.3 \pm 3.3	-	-	5.9 \pm 3.3	2.26 \pm 3.34
Alcalinidad (mg/L CaCO ₃ /L)	356.5 \pm 63.3	162.2 \pm 63.9	160.1 \pm 52.8	161.94 \pm 63.89	179.2 \pm 52.8
pH	7.7 \pm 0.06	-	-	6.9 \pm 0.06	7.1 \pm 0.06
CE (μ S)	740.9 \pm 22.4	-	-	551.2 \pm 22.4	560.3 \pm 22.4

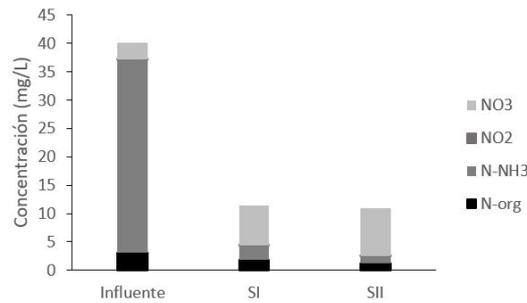


Figura 2. Concentración de las diferentes formas nitrogenadas en los sistemas evaluados.

Se encontró una disminución significativa en la concentración del NT en los dos sistemas evaluados ($p < 0.05$) sin diferencia entre ellos. Las remociones alcanzadas fueron de 71.1% en el SI y de 70.6% en el SII. Dichos porcentajes son muy superiores a lo habitualmente reportado en humedales verticales convencionales (Torres-Bojorges et al., 2017) e incluso en comparación con el 52.7% logrado en un estudio en el que el influente contenía una concentración muy similar de NT y se proporcionó aireación intermitente y una fuente interna de carbono (Zhou et al., 2017). Sin embargo, son similares al 73% alcanzado por Martínez et al., (2017) en un estudio previo con el mismo influente en el que se colocó la mazorca de maíz en la zona saturada y en el que no fue posible reducir la DBO y la DQO.

Por otra parte, las concentraciones medidas de nitrato en la interface (8.3 mg/L y 10.6 mg/L en el SI y SII, respectivamente) no se correspondieron con la reducción observada en el N-NH₃. Además, no hubo una reducción significativa del nitrato en la zona saturada ($p > 0.05$) en los dos sistemas, indicando que no tuvo lugar la desnitrificación. Tales resultados indican que la remoción de NT se dio principalmente en la zona aerobia ya sea por desnitrificación o ANNAMOX, en aquellas partes en donde se crearon condiciones anóxicas por la humedad retenida por el olote. Además de que la desnitrificación aerobia en humedales verticales ha sido recientemente documentada en humedales de tratamiento (Fu et al., 2018).

Con respecto a los parámetros medidos en el interior de los sistemas (Tabla 2), en particular el ORP y el OD demuestran que predominaron condiciones anóxicas deseables para la nitrificación; así mismo el pH se encontró alrededor de 6 y 7, valores óptimos para la desnitrificación.

Tabla 2. Parámetros in situ analizados en cada uno de los puntos de muestreo (valores promedio \pm desviación estándar, $n = 27$).

Parámetro	Influyente	SI			SII		
		Interfase	Fondo	Efluente	Interfase	Fondo	Efluente
ROP (mV)	-167.66 \pm	78.04 \pm	58.99 \pm	47.63 \pm	93.67 \pm	68.26 \pm	47.11 \pm
	36.58	33.12	33.12	33.12	40.05	40.05	40.05
OD (mg/L)	1.01 \pm 0.32	1.47 \pm	0.68 \pm	5.88 \pm	1.67 \pm	0.7 \pm	6.12 \pm
		0.33	0.33	0.33	0.31	0.31	0.31
pH	7.72 \pm 0.06	6.28 \pm	6.95 \pm	7.45 \pm	7.27 \pm	7.22 \pm	7.59 \pm
		0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
CE (μ S)	683.12 \pm	517.36 \pm	511.98	503.74 \pm	518.88 \pm	518.6 \pm	509.6 \pm
	24.3	23.57	\pm 23.57	23.57	25.03	25.03	25.03

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) de México, por la beca otorgada para los estudios de maestría de Aarón Del Toro.

CONCLUSIONES

Los HVPS con una fuente interna de carbono en la zona aerobia son sistemas eficientes para la remoción de NT y carga orgánica en aguas residuales domésticas con bajo contenido de materia orgánica; tales sistemas presentan remociones superiores a las reportadas en humedales verticales sin saturación parcial. La remoción se da principalmente en la zona aerobia en donde probablemente se crean condiciones anóxicas por la humedad retenida por la mazorca de maíz, haciendo posibles los procesos de desnitrificación y ANNAMOX.

REFERENCIAS

- Fu G., Yu T., Huangshen L., Han J. (2018). The influence of complex fermentation broth on denitrification of saline sewage in constructed wetlands by heterotrophic nitrifying/aerobic denitrifying bacterial communities. *Bioresource Technology*. 250, 290-298
- Li M., Wu H., Zhang J., Ngo H. H., Guo W. & Kong Q. (2017). Nitrogen removal and nitrous oxide emission in surface flow constructed wetlands for treating sewage treatment plant effluent: Effect of C/N ratios. *Bioresource Technology*. 240, 157-164.
- Martínez-Valles N.B. 2017. Remoción de nitrógeno total en humedales verticales modificados de dos fases (aerobia-anaerobia). Tesis de maestría en ciencias. Centro Universitario de la Ciénega. Universidad de Guadalajara.
- Torres-Bojorges, A.X., Hernández-Razo, N.A., Fausto-Urquieta, A.A., Zurita Martínez, F. 2017. Evaluación de tres sistemas de humedales híbridos a escala piloto, para la remoción de nitrógeno. *Revista Internacional de la Contaminación Ambiental*, 33 (1).
- Wang Z., Huang M., Qi R. & Zhang Y. (2017). Enhancing nitrogen removal via the complete autotrophic nitrogen removal over nitrite process in a modified single-stage tidal flow constructed wetland. *Ecological Engineering*. 103, 170-179.
- 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.
- Zhou X., Wang X., Zhang H. & Wu H. (2017). Enhanced nitrogen removal of low C/N domestic wastewater using a biochar-amended aerated vertical flow constructed wetland. *Bioresource Technology*. 241, 269-275.

Humedales artificiales en espacios naturales protegidos como instrumentos de mejora de la calidad del agua y la biodiversidad

Miguel Martín*, Carmen Hernández-Crespo*, Sara Gargallo*, Juan Rueda** y Francisco Vallés-Morán*
* Instituto de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València, Valencia, España
(E-mail: mmartin@hma.upv.es; carhercr@upvnet.upv.es; sagarbel@upvnet.upv.es)

** Departamento de Microbiología y Ecología; Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universitat de València, Valencia, España
(E-mail: juan.rueda@uv.es)

Resumen

Aunque con un interés cada vez mayor, el uso de humedales artificiales a nivel mundial para la reducción de la eutrofización en masas de agua es escaso comparado con otros usos de estas tecnologías extensivas. Por ese motivo, los humedales artificiales (HA) del Parque Natural de l'Albufera de Valencia, en funcionamiento desde 2009, constituyen un ejemplo interesante en este campo. Un conjunto de tres HA con sectores de flujo superficial, subsuperficial y lagunas someras suman un total de 90 ha que se alimentan de las aguas hipertróficas ($[Cl a] > 100 \mu\text{g/l}$) del lago de l'Albufera. En el marco del proyecto europeo LIFE+ ALBUFERA, entre 2013 y 2016, se ha podido demostrar que estos espacios contribuyen a recuperar y/o mejorar numerosos servicios ecosistémicos similares a los que brindan los humedales naturales. En su funcionamiento como "riñones" del lago, se les han introducido $6,65 \text{ Hm}^3$ en dos años, alcanzándose velocidades de eliminación de nitrógeno total (NT) entre 100 y 200 mg N/ m^2/d y de sólidos en suspensión totales en unos 3000 mg SST/ m^2/d , para cargas hidráulicas de entrada de $0,075 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$. Mediante técnicas de análisis multivariante se proponen modelos de regresión lineal para la eliminación de los contaminantes de estudio, alcanzándose buenos ajustes para el NT y Cl a.

Palabras clave

Humedales artificiales; eutrofización; nutrientes, macroinvertebrados; biodiversidad.

INTRODUCCIÓN

La eutrofización de medios acuáticos es un problema ampliamente extendido en todo el mundo. En el caso de los humedales naturales, la pérdida de sus servicios ecosistémicos ligados a la biodiversidad se ha incrementado dramáticamente debido, entre otros motivos, a la pérdida de la calidad de sus aguas. Los esfuerzos por recuperar estos servicios perdidos han llevado a dar nuevos usos a tecnologías ya conocidas, como son los humedales artificiales. En esta comunicación se muestra el empleo de humedales artificiales en el interior de una zona húmeda natural, el Parque Natural de la Albufera de Valencia (PNAV), España, que persigue un doble objetivo: mejorar la calidad de las aguas del lago de la Albufera, elemento fundamental del PNAV y altamente eutrofizado, y favorecer la biodiversidad de esta zona incluida dentro de la Red Natura 2000 europea.

Desde el punto de vista de la calidad del agua, el objetivo es emplear los humedales artificiales para introducir en ellos aguas eutróficas desde el lago, reducir sus concentraciones de fitoplancton, de ahí también la de los sólidos en suspensión totales, y finalmente devolverla al lago, mejorando su transparencia. Desde el punto de vista de la biodiversidad, el objetivo es que esta mejora de la calidad de las aguas también favorezca una mejora biológica: desde los niveles planctónicos hasta la avifauna. En esta comunicación se resumen algunos resultados obtenidos dentro del proyecto europeo LIFE+12 ALBUFERA, desarrollado entre los años 2013 y 2016. Este proyecto tiene como objetivo demostrar cómo gestionar tres humedales artificiales, con una superficie total de 90 ha, de manera que se puedan alcanzar satisfactoriamente ambos objetivos.

MATERIAL Y MÉTODOS

La zona de trabajo está constituida por tres humedales artificiales construidos entre 2009 y 2011 sobre lo que eran anteriormente campos de arroz, que a su vez fueron creados por colmatación antrópica

del lago en el siglo XIX. El PNAV es una zona húmeda incluida en el convenio Ramsar desde 1988, declarado espacio Red Natura 2000 de la UE y, desde un punto de vista ambiental, sometido a una elevada presión antrópica desde la zona metropolitana suroeste de Valencia (350000 hab). De las 24000 ha de superficie del parque, unas 2100 ha están ocupadas por un lago somero altamente eutrofizado, el lado de l'Albufera. De los tres humedales artificiales, dos de ellos, *Tancat de la Pipa* (40 ha) y *Tancat de Milia* (36 ha) están en sus orillas, mientras que el tercero, el Tancat de L'Illa está las orillas de una laguna secundaria.

Los HA tienen diferentes combinaciones de humedales de flujo superficial (tipo B) y subsuperficial (tipo A) que operan con diferentes cargas hidráulicas y tiempos de retención hidráulica. Tras los sectores de HA, el agua atraviesa unas lagunas someras (tipo C) antes de ser devueltas al lago. En la Tabla 1 se muestra las principales características de los HA:

Tabla 1. Características de los Humedales Artificiales de L'Albufera

Tipología		<i>Tancat de la Pipa</i>	<i>Tancat de Milia</i>	<i>Tancat de L'Illa</i>
		40,0 ha	39,0 ha	16,0 ha
Subsuperficial (Tipo A)	Vegetación	Carrizo		
	Calado	0,4		
Superficial (Tipo B)	Vegetación	Carrizo-Eneas-Lirios	Carrizo-Eneas-Lirios	Eneas
	Calado	0,2	0,3	0,4
Laguna somera (Tipo C)	Vegetación	Carrizo-Eneas	Carrizo-Eneas	Eneas
	Calado	0,5	0,5	0,5

Las muestras de agua se recogieron en ocho puntos de cada HA: entrada, salida y seis puntos intermedios, cada tres semanas entre enero de 2014 y diciembre de 2015. Las variables monitorizadas fueron nitrógeno total (NT) e inorgánico (N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ and N-NO₃⁻), fósforo total (PT) y fosfatos, sílice, alcalinidad, materia orgánica (Demanda Química de Oxígeno), sólidos en suspensión totales (SST), clorofila a (Cl a), oxígeno disuelto, conductividad, pH y temperatura. El muestreo destinado a recuentos de microorganismos fitoplanctónicos y zooplanctónicos se realizó seis veces al año y el de macroinvertebrados bentónicos cuatro veces al año. Los métodos de análisis se recogen en Martín et al. (2013).

Con el fin de observar la dependencia de la eliminación de contaminantes con diversas variables y parámetros operativos, se procedió a realizar un análisis estadístico y elaborar modelos de regresión lineal múltiple. Se empleó para ello el paquete SPSS 16.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante los dos años de monitorización de los tres HA han entrado un total de 6,65 Hm³; la carga hidráulica anual media para los tres HA ha sido de 3,7 m³/m² año. Este volumen es aproximadamente un tercio del volumen total del lago pero comparado con el caudal de entrada anual, unos 220 Hm³ año⁻¹, es tan solo un 1,5%.

En línea con los resultados obtenidos en el Tancat de la Pipa en los años 2009-12 (Martín et al. 2013), en los HA se ha conseguido una significativa reducción de las cargas de entrada (kg/d) de nitrógeno total (53-63%), fósforo total (19-55%), sólidos en suspensión totales (-17-68%, el valor negativo corresponde al Tancat de L'Illa), materia orgánica (18-48%) y fitoplancton (16-83% en Cl a) aunque con significativas diferencias dependiendo de si el HA es subsuperficial o superficial. A modo de ejemplo, véanse las concentraciones en la Figura 1:

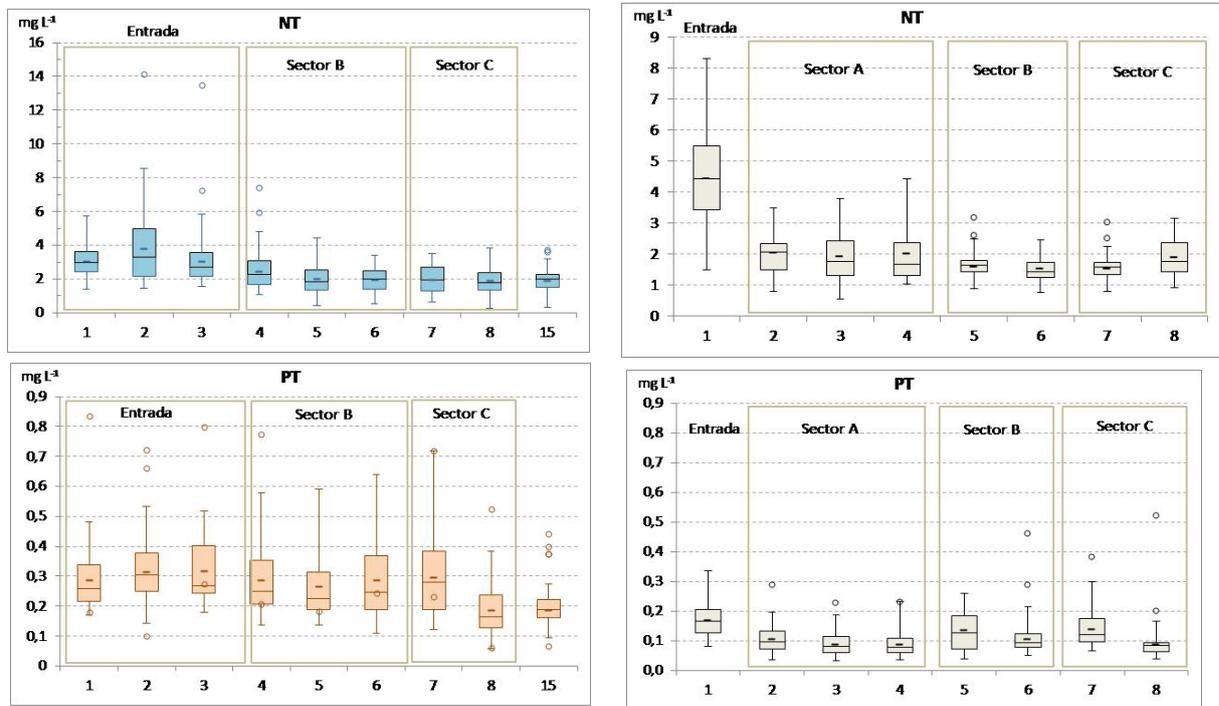


Figura 1. Diagramas de “cajas y bigotes” de las concentraciones de NT y PT en el Tancat de la Pipa y en el de Milia. El orden de los puntos de muestreo sigue el flujo del agua en el HA siendo el último punto representado la salida al lago de l’Albufera.

En ambos HA se reducen las concentraciones de entrada, aunque es más clara la reducción obtenida en el Tancat de Milia gracias al humedal subsuperficial (sector A) que dispone al principio y del que carece el Tancat de la Pipa. Este superior efecto del sector subsuperficial se puede observar de manera mucho más clara en la reducción de fitoplancton:

En la Figura 2 se observa que, en el *Tancat de la Pipa*, la laguna somera, sector C, tiende a comportarse como una laguna eutrófica, haciendo aumentar la concentración de fitoplancton y alcanzándose valores medios de 45,1 $\mu\text{g/L}$. Esto es debido a los elevados tiempos de residencia que se tiene en esa laguna y a que el fósforo de entrada sigue siendo alto. Sin embargo, en el *Tancat de Milia*, siendo su laguna muy similar a la de la Pipa, no se produce ese incremento gracias a que en el sector A se reduce en un 85% la concentración de Cl a y en más de un 60% el fósforo total.

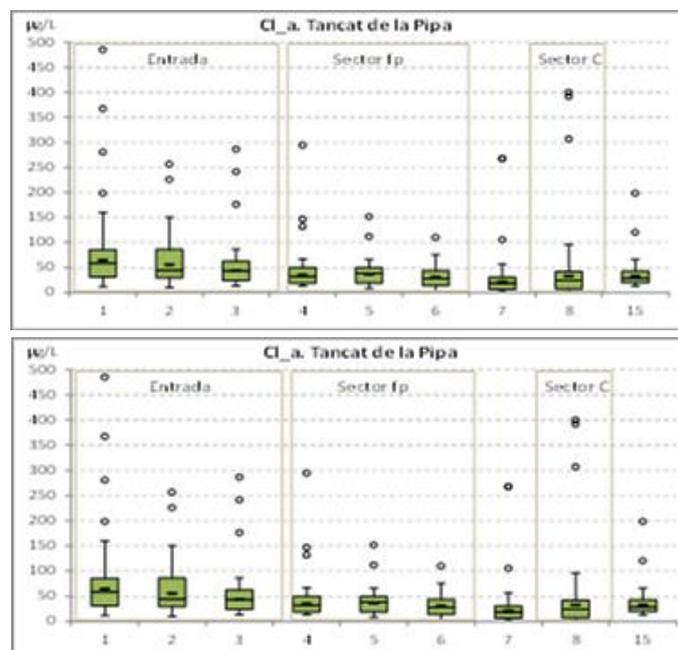


Figura 2. Diagramas de “cajas y bigotes” de las concentraciones de Clorofila a en el *Tancat de la Pipa* y en el de *Milia*. El orden de los puntos de muestreo sigue el flujo del agua en el HA, siendo el último punto representado la salida al lago de l’Albufera.

Los resultados del análisis de regresión (Tabla 2) muestran que, salvo el fósforo, la eliminación de las otras cuatro variables estudiadas en humedales artificiales se ajusta bastante bien a una dependencia de la concentración de entrada y de la carga hidráulica superficial.

Tabla 2. Modelos de regresión lineal (univariante o multivariante para diversas variables de calidad del agua. La bondad del ajuste del modelo se expresa mediante el coeficiente de determinación (R²). Las unidades de los parámetros son: velocidad de eliminación (mg/m²/d), C_{inf} (mg/L; µg/L para Cl a), CHS (m³/m²/d), (Vallés et al. 2016).

Variable	Modelo de regresión lineal	R ²
Nitrógeno total	Velocidad de eliminación = 50,9 · C _{inf} + 1287,1 · CHS – 82,3	0,73
Fósforo total	Velocidad de eliminación = 34,1 · C _{inf} – 2,6	0,23
Clorofila a	Velocidad de eliminación = 55,3 · C _{inf} + 26767,8 · CHS – 2080,9	0,79
Sólidos en suspensión	Velocidad de eliminación = 60,7 · C _{inf} – 823,3	0,52
Materia orgánica (DQO)	Velocidad de eliminación = 54,5 · C _{inf} – 1753,5	0,59

A partir del estudio de los macroinvertebrados del bentos y el epibentos en los humedales construidos, y al compararlos con los existentes en el lago de l’Albufera y los arrozales, se constata que la calidad ambiental en los primeros es superior, por lo cual se concluye que estas infraestructuras mejoran la calidad ambiental respecto de la que existe en el entorno.

En cuanto al comportamiento dentro de estos humedales, el número de taxones y los índices de diversidad obtenidos para la comunidad del epibentos, en todas las celdas estudiadas fueron siempre mayores que en el bentos.

Finalmente, se puede afirmar que cuando el agua entra en estos humedales, en las dos primeras secciones ya se alcanza una calidad de las comunidades de macroinvertebrados que a partir de ellas ya no mejora con el paso por los demás sectores, sino que se mantiene.

CONCLUSIONES

La combinación de humedales artificiales de flujo subsuperficial con humedales de flujo superficial se ha mostrado como una aportación interesante entre las medidas destinadas a recuperar masas de agua eutrofizadas. Mientras que los primeros reducen eficazmente el fitoplancton y los sólidos en suspensión, los segundos permiten el desarrollo de zooplancton y constituyen hábitats acuáticos muy apreciados por la avifauna. A igualdad de cargas de entrada, los primeros son más eficientes que los segundos en la reducción de fitoplancton, sólidos en suspensión y otros contaminantes, pero los segundos aportan un incremento en la biomasa y diversidad zooplanctónica y mejores hábitats para la avifauna. Las cargas hidráulicas de trabajo se sitúan alrededor de 0,07-1,2 m³/m²/d. Las variables y parámetros operativos que más influyen en la eliminación son la concentración de entrada y la carga hidráulica superficial.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo económico del programa LIFE de la UE al proyecto LIFE12/ENV/ES/000685 ALBUFERA, así como a la Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente.

REFERENCIAS

- Martín, M., Oliver, N., Hernández-Crespo, C., Gargallo, S., Regidor, M.C. 2013. The use of free water surface constructed wetland to treat the eutrophicated waters of Lake L'Albufera de Valencia (Spain). *Ecological Engineering* 50, 52–61.
- Vallés, F.J., Martín, M., Nácher, B., Hernández-Crespo, C., Andrés-Doménech, I., Eguibar, M.A., Gargallo, S., Albentosa, E. 2016. Manual Técnico para una gestión óptima de la hidráulica en humedales restaurados para mejora del hábitat y de la calidad del agua. ISBN 978-84-945224-4-4

Humedales subsuperficiales híbridos saturados y parcialmente saturados para la depuración de aguas servidas de zonas rurales

Daniela López^{*,**}, José Luis Campos^{*} y Gladys Vidal^{**}

^{*} Facultad de Ingeniería y Ciencias, Universidad Adolfo Ibáñez, Viña del Mar, Chile.

(E-mail: dlopez@udec.cl, jluis.campos@uai.cl)

^{**} Grupo de Ingeniería y biotecnología ambiental, Facultad de Ciencias Ambientales y Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile

(E-mail: gvidal@udec.cl)

Resumen

En los humedales subsuperficiales se ha evidenciado que son efectivos en la eliminación de Materia Orgánica (MO) (75–95%) y sólidos suspendidos ($\geq 90\%$). Sin embargo, a la hora de evaluar la eliminación de Nitrógeno Total (NT), ésta ha sido menos efectiva (30%). Es por ello que, se plantea como objetivo optimizar la altura de lámina de agua de un humedal construido de flujo subsuperficial híbrido para mejorar las eficiencias de eliminación nitrógeno. Para llevar a cabo el objetivo se implementaron sistemas de humedales construidos híbridos (humedales subsuperficiales verticales (VFSS) y horizontales (HFSS)) con diferentes alturas de lamina de agua: a) someros: VFSS (0,6 m)-HFSS (0,15 m); b) profundos: VFSS (0,8 m)-HFSS (0,3 m). Para conocer el comportamiento de cada unidad se midieron: pH, temperatura y potencial de óxido-reducción y oxígeno disuelto. Además, para evaluar la capacidad de tratamiento, se realizó un seguimiento de influentes y efluentes, en los cuales se midió: Demanda Química de Oxígeno-DQO, NT, amonio, nitrato, nitrito y fósforo total (PT). Los resultados evidenciados en esta investigación demuestran que ambos sistemas híbridos presentan rendimientos de transformación y/o eliminación de DQO similares con eficiencias de 69 y 70% para el sistema somero y profundo, respectivamente. El nitrógeno en la forma de amonio evidenció altas eficiencias de transformación con concentraciones de salida menores a 12 mg/L y eficiencias de transformación de 90% para el sistema somero y 85% para el sistema profundo. Finalmente, en lo que respecta a PT, se observan eficiencias de retención de 90% para el sistema somero y 86% para los sistemas profundos, sin diferencias significativas ($p \geq 0.05$).

Palabras clave

Humedales híbridos; eliminación nitrógeno; someros; profundos; *Schoenoplectus californicus*.

INTRODUCCIÓN

Los humedales construidos son sistemas pasivos de depuración que se ha comprobado que son eficaces en el tratamiento de aguas servidas (Vymazal y Kröpfelová, 2015). Específicamente, en los humedales de flujo subsuperficial (FSS) se ha evidenciado que son efectivos en la eliminación de MO (75–95%) y sólidos suspendidos ($\geq 90\%$) (López et al., 2015). Sin embargo, a la hora de evaluar la eliminación de NT, ésta ha sido menos efectiva (30%) (Kadlec et al., 2005). Respecto a lo último, se debe a que para lograr la eliminación del NT en los FSS se requieren tanto condiciones aeróbicas para poder generar procesos de nitrificación, como anaeróbicas para poder desnitrificar (Vymazal y Kröpfelová, 2015). Ambas condiciones en FSS no se logran, debido a la forma en que se operan estos sistemas. Por lo tanto, para optimizar la transformación y eliminación de NT en los FSS se debe generar tanto el proceso de nitrificación como el de desnitrificación. Para lograr lo anterior, se diseñaron sistemas de humedales construidos Híbridos (HB) que combinan las ventajas de los humedales de flujo subsuperficial vertical (VFSS) y horizontal (HFSS), con el fin de generar condiciones para nitrificar y desnitrificar y por ende mejorar las tasas de eliminación de nitrógeno (Zhi y Ji, 2014; Vymazal y Kröpfelová, 2015). A su vez, los parámetros de diseño en los FSS, han evidenciado que pueden influir directamente sobre los procesos generados en los humedales (Mander et al., 2015). Más específicamente, la altura de lámina de agua a demostrado que puede incidir sobre los procesos de la eliminación de nitrógeno (Mander et al., 2015). Lo anterior, quedó evidenciado por Dong et al. (2007), que demostraron que al trabajar en un humedal VFSS con zonas no saturadas (25 cm) y saturadas (55 cm), pueden mejorar la eficiencia de eliminación de nitrógeno total y a su vez, potenciar otras vías de eliminación de nitrógeno, como es el proceso ANAMMOX.

Debido a lo anterior, se hace necesario conocer el comportamiento de los HB al modificar la altura de la lámina de agua sobre las eficiencias de eliminación de MO y nitrógeno. Respecto a lo anterior, el objetivo de esta investigación es: optimizar la altura de lámina de agua de un humedal construido de flujo subsuperficial híbrido para mejorar las eficiencias de eliminación de materia orgánica y nitrógeno.

MATERIAL Y MÉTODOS

Influentes

Se utilizó como influente aguas servidas recolectadas después del tratamiento primario. Los influentes fueron transportados y almacenados en bidones de 50 L, refrigerados a 4° C en oscuridad.

Sistema de humedal construido

A escala de laboratorio se instalaron 4 sistemas (escala mesocosmo) de humedales construidos de tipo híbrido (HB). Los sistemas consisten en: humedales construidos de tipo subsuperficial vertical, seguido de un sistema subsuperficial horizontal (VFSS-HFSS). Para los HFSS se utilizarán 2 profundidades de lámina de agua: a) someros (0,3 m) y b) profundos (0,15 m). Por su parte, los sistemas VFSS se trabajarán saturados, es decir 0,8 m de lámina de agua, y con saturación parcial, es decir, lámina de agua de 0,6 m. Por lo tanto, las unidades experimentales de sistemas híbridos corresponden: a) VFSS (0,6 m)-HFSS (0,15 m); VFSS (0,8 m)-HFSS (0,3 m). Cada unidad fue plantada, utilizando la especie macrófita (*Schoenoplectus californicus*), se utilizó arena como medio de soporte.

Estrategia de monitoreo

Los parámetros tomados In-situ fueron: temperatura (°C), potencial Óxido Reducción (POR) (mV), oxígeno disuelto (mg/L) y pH. Estos parámetros fueron medidos semanalmente. El pH, POR y temperatura se determinaron con un multiparamétrico. El OD será medido usando un oxímetro portátil. Para determinar las características físico-químicas del influente y efluentes. Las muestras fueron filtradas por membranas Wathman de 0,45 µm y luego refrigeradas a 6°C, para su posterior análisis. Los parámetros DQO, SST, amonio (NH₄⁺), nitrato (NO₃⁻) y nitrito (NO₂⁻), se midieron cada semana, mientras que Nitrógeno Total (NT) y Fósforo Total (PT) se midieron cada 30 días. Los protocolos utilizados fueron los establecidos en Standard Methods (APHA, 1998). La evaluación de nutrientes se realizó mediante cuantificación de NT y PT con kit espectroquant NOVA-60 de Merck.

RESULTADOS Y DISCUSION

La Tabla 1 muestra la caracterización in situ y fisicoquímica del influente y efluentes para el período monitoreado. Los valores DQO, SST, carbono total fueron en promedio de 205, 111 y 85 mg/L. Estos valores son similares a los valores promedio encontrados en otras investigaciones (García et al., 2004; Vymazal y Kröpfelová, 2011; Mburu et al., 2012). A su vez, las variaciones de las concentraciones del influente de DQO, SST y carbono total fueron 23, 19 y 4%, respectivamente.

El contenido de nutrientes en el influente varió <13 mg/L para amonio, <1 mg/L (nitrito y nitrato) y ≤ 2 mg/L para PT. Las variaciones del influente durante el periodo de monitoreo en esta investigación fueron menores comparadas con las encontradas por Hijosa-Valsero et al. (2012) y Vohla et al. (2005), quienes reportaron variaciones para la DQO, SST y PT de de 56, 63 y 26%, respectivamente. A su vez, evaluando la concentración media del agua servida utilizada en esta investigación, se clasifica como tipo de agua servida concentrada, de acuerdo a Henze et al. (2002).

Por su parte, los parámetros *in situ* muestran que la temperatura durante el periodo de monitoreo fue

en promedio 14 °C para el influente y entre 17-19 °C para efluentes de los sistemas híbridos. Estas temperaturas corresponden a las condiciones climáticas encontradas en una zona mediterránea, con variaciones máximas de 10°C. Los niveles de pH no variaron significativamente ($p \geq 0.05$) entre los sistemas VFSS (7,1) y HSSF (7,4) y el influente (7,3), con valores definidos como neutros (Henze et al., 2002). El OD presenta concentraciones significativamente variables ($p \leq 0.05$) entre el influente (0.6 mg/L) y los efluentes generados en los sistemas híbridos (VFSS: 2,45 mg/L; HSSF: 1,02 mg/L), observándose un aumento entre 40-75% de las concentraciones de OD en los sistemas híbridos.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos e *in situ* de los sistemas de humedales híbridos.

Parámetros	Unidades	Influente	Efluentes			
			VSSF (0,6)	VSSF (0,8)	HSSF (0,15)	HSSF (0,30)
<i>In situ</i>						
Temperatura	°C	14,81±3,89	17,93±6,14	18,14±6,63	19,02±7,85	19,55 ± 7,99
pH		7,31±0,30	7,02±0,09	7,16±0,05	7,24±0,36	7,47 ± 0,34
OD	mg/L	0,60±0,25	2,55±0,84	2,35±1,42	1,08±0,2	0,96±0,1
Físico-químico						
DQO	mg/L	205,12±49,12	89,28±19,63	97,99±42,33	61,27±13,38	62,76±6,71
SST	mg/L	111,00±39,44	14,11±5,17	13,18±6,70	6,74±1,87	3,37±2,05
Carbono total (CT)	mg/L	85,50±10,61	53,02±18,31	65,72±24,43	39,18±15,70	45,41±17,11
N-NH ₄ ⁺	mg/L	77,26±12,51	38,93±19,09	45,69±21,54	7,70± 9,65	11,23±8,24
N-NO ₃ ⁻	mg/L	1,49±0,71	8,20±7,84	9,02±11,07	14,00±9,70	11,45±7,83
N-NO ₂ ⁻	mg/L	0,14±0,13	1,94±1,55	1,02±0,46	0,94±0,9	1,76±0,88
Fósforo Total	mg/L	13,03±2,05	2,40±1,01	3,0±1,17	1,28±0,22	1,88±0,33

Oxígeno disuelto; POR: Potencial oxido reducción; DQO: Demanda química de oxígeno; SST: Sólidos Suspendedos Totales

Por otro lado, se observa el desempeño de los sistemas de humedales en la Tabla 1, al analizar las concentraciones de salida de DQO, SST, carbono total y nutrientes de cada sistema. Al evaluar la eficiencia de los sistemas híbridos somero y profundo en general se establece que para DQO eficiencias en promedio fueron 69 y 70%, respectivamente, sin diferencias significativas entre sistemas ($p \geq 0.05$). Estas eficiencias de eliminación de DQO son en promedio un 10% menor a las determinadas en otras investigaciones con sistemas híbridos (78-84%). A su vez, los sólidos presentan altas eficiencias ($\geq 96\%$) en ambos sistemas, coincidiendo con el rendimiento encontrado en otras investigaciones ($>95\%$) (Melián et al., 2010; Sharma et al., 2013; Vymazal y Kröpfelová, 2015).

Por su parte, en lo que respecta al nitrógeno se observa que en general el rendimiento de transformación de amonio fue de 90% para el sistema somero y 85% para el sistema profundo. Estos rendimientos son similares a lo evidenciado por Ávila et al. (2013), quienes determinaron una transformación de amonio de 90%, siendo la capacidad máxima de nitrificación del sistema vertical, la principal causa de la eliminación de amonio. En la misma línea, Vymazal (2013) realizó una evaluación de diversas investigaciones con humedales híbridos, determinando que la eliminación de amonio es del orden de 60, 76 y 73% para VFSS-HFSS, HFSS-VFSS, VFSS-VFSS. En lo que respecta a las formas oxidadas de nitrógeno se observa la formación de nitrato, lo cual se ve reflejado en el aumento de la concentración a la salida en 10 mg/L (profundo) y 13 mg/L (somero) de cada sistema. Por su parte, el nitrito no evidencia un aumento mayor al 2%.

En lo que respecta a fósforo total, se observan eficiencias de retención de los sistemas híbridos de 90% para el sistema somero y 86% para los sistemas profundos, sin diferencias significativas ($p \geq 0.05$). Finalmente, se observa mayores (2-30%) concentraciones de DQO, CT, amonio, nitrato y PT en los efluentes de los sistemas profundos. Lo anterior se puede deber a que los procesos en los sistemas profundos son principalmente anaeróbicos, presentando menores eficiencias a lo observado en sistemas someros (procesos aeróbicos) (Dong et al., 2007; Stefanakis et al., 2014).

CONCLUSIONES

En la presente investigación se determina que los sistemas híbridos bajo condiciones de lámina de agua somera y profunda presentan altas eficiencias de transformación y/o eliminación de DQO (69-70%), SST ($\geq 96\%$), amonio (85-90%) y fósforo total (86-90%), sin diferencias significativas entre ambos sistemas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado gracias al financiamiento del Proyecto Postdoctoral FONDECYT 3170295 y apoyado por CONICYT/FONDAP/15130015.

REFERENCIAS

- American Public Health Association (APHA) 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th ed., Washington D.C.
- Ávila, C., Garfi, M., García, J., 2013. Three-stage hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse in warm climate regions. *Ecol. Eng.* 61,43–49.
- Dong, Z., Sun, T. 2007. A potential new process for improving nitrogen removal in constructed wetlands—promoting coexistence of partial-nitrification and ANAMMOX. *Ecol. Eng.* 31, 69-78.
- García, J., Aguirre, P., Mujeriego, R., Huang, Y., Ortiz, L., Bayona, J. M. 2004. Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. *Water Res.* 38, 1669-1678.
- Henze, M., Harremoës, P., LaCour-Jansen, J., Arvin, E. 2002. Wastewater treatment: biological and chemical processes. Springer Science, Heidelberg, Germany. 430 pp.
- Hijosa-Valsero, M., Sidrach-Cardona, R., Bécares, E. 2012. Comparison of interannual removal variation of various constructed wetland types. *Sci. Total Environ.* 430, 174-183.
- Kadlec, R., Tanner, C., Hally, V., Gibbs, M. 2005. Nitrogen spiraling in subsurface-flow constructed wetlands: implications for treatment response. *Ecol. Eng.* 25, 365-381.
- López, D., Fuenzalida, D., Vera, I., Vidal, G. 2015. Relationship between removal organic matter and the production of methane in subsurface flow constructed wetlands designed for wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 83, 296-304.
- Mander, Ü., Maddison, M., Soosaar, K., Truu, J., Sebilu, M. 2015. The impact of a pulsing water table on wastewater purification and greenhouse gas emission in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Ecol. Eng.* 80, 69-78.
- Mburu, N., Tebitendwa, S., Rousseau, D., van Bruggen, J., Lens, P. 2012. Performance evaluation of horizontal subsurface flow-constructed wetlands for the treatment of domestic wastewater in the tropics. *J. Environ. Eng.* 139, 358-367.
- Melián, J., Rodríguez, A., Arana, J., Henríquez, J. 2010. Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in the Canary Islands. *Ecol. Eng.* 36, 891-899.
- Sharma, P., Takashi, I., Kato, Tomita, K., Nagasawa, T. 2013. Seasonal efficiency of a hybrid sub-surface flow constructed wetland system in treating milking parlor wastewater at northern Hokkaido. *Ecol. Eng.* 53, 257-266.
- Stefanakis, A., Akratos, C. S., Tsihrintzis, V. A. 2014. Vertical flow constructed wetlands: eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment. *Newnes.* 381 pp.
- Vohla, C., Poldvere, E., Noorvee, A., Kuusemets, V., Mander, Ü. 2005. Alternative filter media for phosphorous removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *J. Environ. Sci. Heal.* 40, 1251-1264.
- Vymazal, J. 2013. Emergent plants used in free water surface wetlands. A review. *Ecol. Eng.* 61, 582-592.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L. 2011. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: first 2 years of operation. *Ecol. Eng.* 37, 90-98.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L. 2015. Multistage hybrid wetland for removal of nitrogen. *Ecol. Eng.* 84, 202-208.
- 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. *Water Res.* 64, 32-41.

Efectos de la aireación inducida en el crecimiento de comunidades microbianas en distintos medios filtrantes de humedales de tratamiento de flujo vertical para la remoción de nitratos.

Lorena Aguilar*, Ángel Gallegos*, Raquel Rubio**, Rosember Ramírez***, Leila Haulani*, Carlos Arias****, Jordi Morató*.

* Cátedra UNESCO de Sostenibilidad de la Universidad Politécnica de Cataluña, BarcelonaTech, Carrer Colom 1, TR1, ESEIAAT, 08222, Terrassa, ESPAÑA.

(E-mail: lorena.aguilar@upc.edu; angel.gallegos@upc.edu; leila.haulani@upc.edu; jordi.morato@upc.edu)

** Facultad de Biología, Universidad de Barcelona, Avinguda Diagonal 643. 08028, Barcelona, ESPAÑA.

(E-mail: raquelrubio@palma@gmail.com)

*** Departamento de Ingeniería, Universidad de Barcelona, Carrer de Martí i Franques 1-11. 08028, Barcelona, ESPAÑA.

(E-mail: rosember308@gmail.com)

**** Department of Biological Sciences, University of Aarhus, Ole Worms Allé 1, Building 1135, Aarhus C., 8000, DINAMARCA.

(E-mail: carlos.arias@bios.au.dk)

Resumen

Los humedales de tratamiento de flujo vertical son utilizados para la remoción de contaminantes de distintos tipos de aguas residuales. Una opción que permite mejorar la nitrificación en los humedales es la aireación inducida. En este estudio se comparó la eficiencia de la remoción de NO_3^- en cuatro humedales piloto bajo distintas condiciones: con medio filtrante saturado y con aireación inducida, medio filtrante sin saturar y sin aireación, y con distinto medio granular (grava y corcho). Se comprobó que la aireación inducida influye significativamente en el crecimiento de las comunidades microbianas asociadas a la desnitrificación y en la remoción de nitratos.

Palabras clave

Humedales verticales; aireación inducida; comunidades microbianas; nitratos; corcho.

INTRODUCCIÓN

Los humedales de tratamiento de flujo vertical son utilizados para la remoción de contaminantes de distintos tipos de aguas residuales debido a su eficiencia, bajo costo y por su fácil operación y mantenimiento (Stefanakis y Tsihrintzis, 2009). El proceso principal para la remoción de Nitrógeno en los humedales de tratamiento es el de nitrificación y desnitrificación. Aunque las condiciones aerobias y anaerobias son difíciles de replicar simultáneamente, diversos estudios han comprobado que una opción adecuada que permite mejorar la nitrificación es la aireación inducida (Fan, Liang, Zhang y Zhang, J., 2013; Maltais-Landry, Maranger, Brissona, y Chazarenc, 2009.)

MATERIALES Y MÉTODOS

Cuatro humedales de tratamiento piloto de flujo vertical (HV) fueron construidos en contenedores de 1.000 L con un área de 1 m² para cada uno. El medio granular de los pilotos se dividió en tres capas: la capa superior de 10 cm, la filtrante de 60 cm y la de drenaje de 25 cm. Como medio filtrante se utilizaron dos materiales distintos para comparar entre ellos la eficiencia de remoción: en dos pilotos se utilizó gravilla de 5mm Ø y en los otros dos corcho granulado de 3-7 Ø. Para la capa superior y la drenaje se utilizó grava de 13 mm; la capa superior en los pilotos de corcho se colocó para evitar que el material flotar. Un sistema de aireación inducida proporcionó un flujo de aire de 900 L/hr a un humedal de corcho y a un humedal de grava; de esta manera se tuvieron dos HV aireados (A) con lecho granular saturado y una lámina de agua de 80cm, y dos sin Aireación (sA) de distintos materiales (Tabla 1). La vegetación plantada fue *Phragmites australis* (4 por m²).

Tabla 1. Características de los cuatro humedales de tratamiento piloto de flujo vertical (HV).

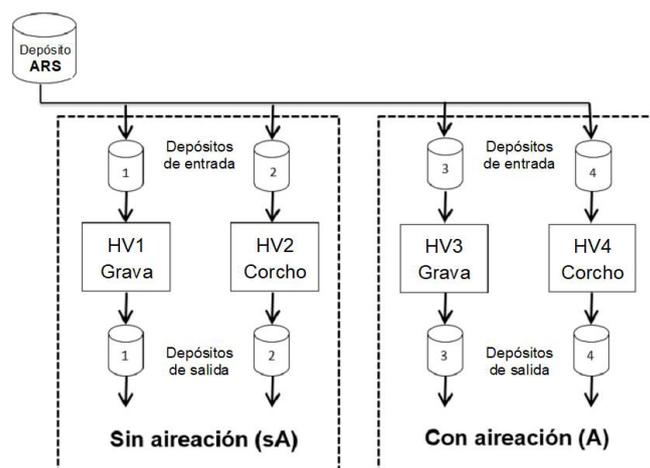
	Área (m ²)	Profundidad de la capa filtrante (m)	Material (Diámetro en mm)	Sin Aireación (sA) / Aireado (A)	Capa filtrante
HV1			Grava (5)	sA	Sin saturar
HV2			Corcho (3-7)	sA	Sin saturar
HV3	1.0	0.60	Grava (5)	A	Saturada
HV4			Corcho (3-7)	A	Saturada

Se preparó un Agua Residual Sintética (ARS) que permitiera una dinámica microbiana de crecimiento dentro del humedal; la composición para la preparación fue de 150 gr de azúcar, 300 gr de harina de fécula de maíz y 3 L de fertilizante comercial marca Eroski. El ARS fue dosificada en los humedales de lunes a viernes en pulsos de distribución de 25 L con una duración promedio de 45 minutos por ciclo; la carga hidráulica y la carga contaminante fue aumentando cada mes según se muestra en la Tabla 3. El ARS se preparaba en un depósito de mezcla y de ahí se bombeaba a cada uno de los depósitos de entrada de los humedales, para después ser distribuida por bombeo sobre el lecho de 1m²; la dosificación del aire en los humedales inundados se hacía durante el tiempo en que se realiza el riego para el HV3 y HV4. El vertido se recogía en el depósito de salida de los pilotos (Figura 1).

Las muestras puntuales de agua fueron tomadas a la entrada y a la salida de cada uno de los humedales (depósito de mezcla del ARS y depósitos de salida respectivamente) durante tres días consecutivos por campaña de muestreo mensual, la cuál coincidía con la última semana del mes en que se había aumentado la carga hidráulica y contaminante. Los parámetros estudiados fueron Nitratos (NO₃⁻), Nitrógeno Total (NT), Amonio (NH₄⁺) y la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅); la medición se hizo con un Fotómetro NOVA 60 usando los kits de ensayo en cubetas y reactivos Spectroquant (Merck Millipore).

Tabla 2. Variación de la carga hidráulica y carga contaminante.

Año	Mes	L / d	DBO ₅ (g/d/m ²)	NO ₃ ⁻ (g/d/m ²)
2016	Noviembre	50	7	1
	Diciembre	75	8	4
2017	Enero	100	18	5
	Febrero	150	14	6
	Marzo	200	64	12



Los análisis microbiológicos del ADN encontrada en la superficie del medio filtrante se realizaron mediante ensayos qPCR en tiempo real, con el fin de cuantificar dos genes funcionales claves en el proceso de la desnitrificación: *nirS* y *nosZ*. Un incremento en el número de copias de los genes indica que la actividad desnitrificante ha ido aumentando en relación con el tiempo, proporcionando una mayor comunidad microbiana.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de NO_3^- , NT, NH_4^+ y DBO_5 a la entrada y salida de los humedales, durante las cinco campañas de muestreo, se encuentran graficados en la Figura siguiente, Además del análisis estadístico para determinar la media y la desviación estándar se realizó el estudio de la varianza (ANOVA).

En los resultados se encontró que la aireación influye significativamente en la remoción de nitratos ($p < 0.0005$) a diferencia del medio granular, donde no se encuentra esta influencia. Tomando en cuenta los promedios resumen del ANOVA, el piloto que presenta una mayor remoción de NO_3^- es el de aireación inducida que utiliza el corcho como medio granular.

Los análisis microbiológicos llevados a cabo con la qPCR permitieron obtener el número de copias de genes para cada una de las muestras obtenidas en las diferentes campañas de muestreo. Los análisis estadísticos revelaron que no existe una variación significativa entre el número de copias de genes y los medios filtrantes utilizados. Por el contrario, la variable de la aireación sí que presentó diferencias significativas ($p < 0.001$), proporcionando un número mayor de copias de genes en los humedales aireados que en los no aireados.

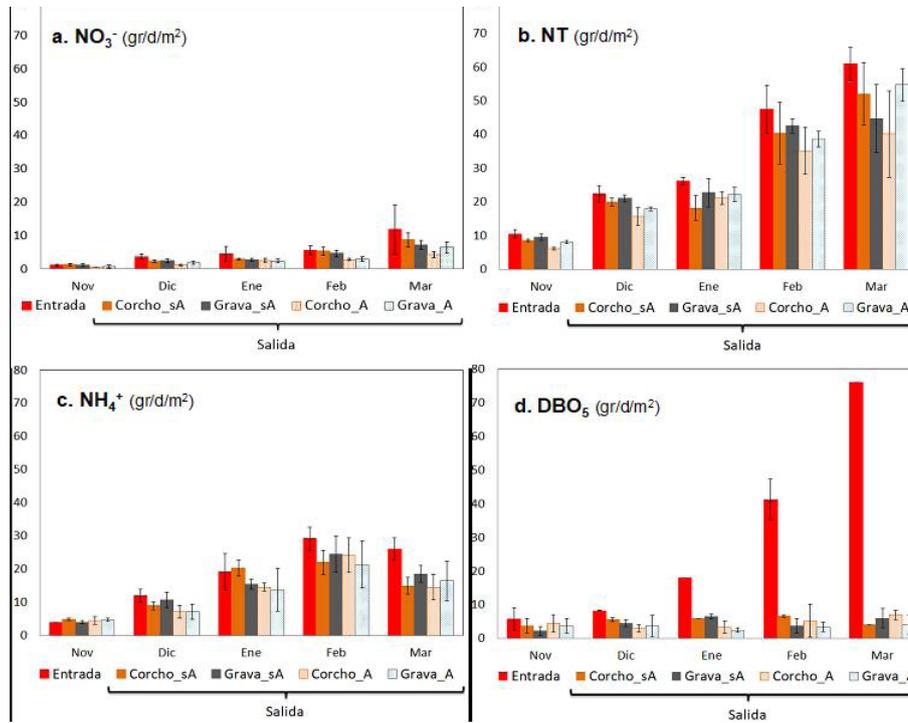


Figura 2. Valores de entrada y salida por campaña de muestreo y tipo de humedal para NO_3^- (a), NT (b), NH_4^+ (c) y DBO_5 (d).

Relacionando los resultados de ambos análisis, se encontró una correlación lineal significativa entre el número de copias de genes y el porcentaje de eliminación de nitratos; una relación de 0.7 para el gen nirS y una relación de casi 0.6 para el nosZ (Figura 3).

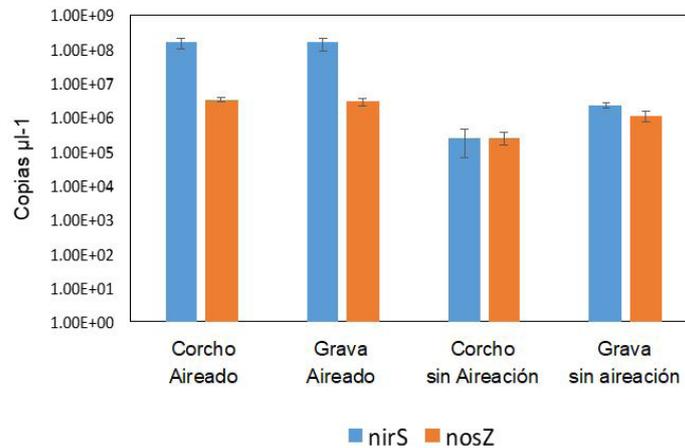


Figura 3. Resultados de la presencia de las copias de los genes desnitrificantes en el medio granular de los HV.

CONCLUSIONES

Una mayor cantidad de oxígeno dentro de la capa de material filtrante saturado permite el aumento de la actividad biológica y mejora del proceso de nitrificación. Por lo tanto la aireación y mantener el humedal inundado permite un mayor crecimiento de las bacterias desnitrificantes y una mejor eficiencia en la remoción de nitratos. Las tasas de transferencia de oxígeno en el medio granular saturado de los humedales de tratamiento de flujo vertical se pueden mejorar por medio del establecimiento de difusores de aire. El piloto que presenta una mejor eficiencia en la remoción de nitratos es el tipo aireado con lecho saturado y con corcho como medio granular.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto LIFE+ ECORWASTE ENV/ES/000460 de la Dirección General de Medio Ambiente de la Unión Europea.

REFERENCIAS

- Fan, J., Liang, S., Zhang, B., Zhang, J. 2013. Enhanced organics and nitrogen removal in batch-operated vertical flow constructed wetlands by combination of intermittent aeration and step feeding strategy. *Environment Science Pollution Research* 20, 1–8.
- Maltais-Landry, G., Maranger, R., Brissona, J., Chazarenc, F. 2009. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water Research* 43, 535-545
- Stefanakis, A.I., Tsihrintzis, V.A., 2009. Performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands treating simulated municipal wastewater: effect of various design parameters. *Desalination* 248, 753–770.

Potential use of sediment retained in rainwater harvesting systems

María A. Pimiento*, Jaime A. Lara-Borrero** y Andrés Torres***

*Facultad de Ingeniería, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia.

(E-mail: mpimiento@javeriana.edu.co; laraj@javeriana.edu.co; andres.torres@javeriana.edu.co)

Abstract

The objective is to establish the conditions of sediments retained in rainwater harvesting systems for their potential use as productive material. Sediments are suitable for use as productive material in activities such as remediation and revegetation of soils that are not for agricultural use; in oxidation or thermal reduction processes; as materials for ornamental and recreation areas. Considering that these are very fine particles, $D_{50} < 150 \mu\text{m}$, the uses in the construction area are restricted. However, it is possible to use the sediments as filling material of concrete structures and sewers in the core area or foundation.

Key words

Sediments; runoff, uses; heavy metals; particle size; productive material.

INTRODUCTION

The environmental policies that are being developed around the world seek to create systems for reusing of resources. One of the most exploited of them is rainwater (1). Nevertheless, rainwater has a sediment load that can also be used according to its characteristics for purposes such as construction, soil restoration (2), gardening or road construction (3). Commonly the sediments extracted from different water systems are disposed in sanitary landfills, confined for aquatic disposal or discharged into the sea. These practices are considered the most applied management strategies in the world (2).

Sediments extracted from different water sources have been analysed to determine their characteristics. With this, it is sought to establish the degree of contamination of the sediment and in which cases it is possible to use. In some countries there are regulations for the pollutant load present in sediments, however, these standards are not always met (4). Research has shown that concentrations of pollutants in sediments vary significantly according to the size of the sediment particles (5), according to the type of land use (6), or the surface (7). There is a need to know the behaviour of sediments in rainwater systems, since the management of these involves costs. For this reason, it is necessary to find alternatives for sediment management, such as reuse. That's why the objective is to establish the conditions of sediments retained in rainwater harvesting systems for their potential use as productive material.

MATERIALS AND METHODS

In order to study the sediments retained in rainwater run-off systems, experimentation was conducted in the constructed-wetland/storage-tank (CWST) system of the Pontificia Universidad Javeriana (PUJ). This system has two sand traps, one on the eastern side that receives the runoff water from the basin corresponding to the parking lot building (0.81 ha) and the second one located on the western side that receives the runoff water from the basin corresponding to the soccer field and the surroundings (2.73 ha) (8). Samples were taken every fortnight in each of them for a period of six months.

The sediment traps necessary for the experiment at the site must meet the following characteristics: not to alter the water flow, they must be easy to submerge and extract; must be stable. After reviewing different types of traps available in the market, and according to the characteristics stated, it was concluded that they should be constructed for the study case. The traps conceived will be shown in detail during the presentation.

In order to determine the particle size distribution (PSD) of the sediments, a laser diffraction analysis was carried out in a range of $0.1 \mu\text{m}$ to $1000 \mu\text{m}$. The determination of HM, especially those that create a health risk; namely in this classification Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn (9) was made by ICP. And

the TOC was used as an indicator of the presence of the chemical components of organic matter. The characteristic of the hydrological data was found in the El Granizo (PA - 036) rainfall station of the EAB and in the rain gauge station located inside the PUJ campus. The analysis of the data obtained was done categorically (high, medium and low) by Multiple Correspondance Analysis (MCA) in order to determine the main components of the parameters determined by sample and in the same way to find the relationship between the variables analyzed.

RESULTS AND DISCUSSION

A comparison of the results obtained in the sand trap is made to determine if there are significant differences between the sand traps using the Wilcoxon test obtaining the following values of p-value: 0.16 for PSD, 0.3 for TOC, 0.01 for Cu, 0.25 for Cr, 0.06 for Pb and 0.1 for Zn. The foregoing indicates that it is possible to analyze the characteristics of the sediments of both sand traps together.

From the MCA with respect to the PSD, it can be said that the oriental sand trap has high values for the diameters $<100\ \mu\text{m}$ and the western sand trap has high values for the diameters between $100\ \mu\text{m}$ and $450\ \mu\text{m}$, that is to say that the particles of the western sand trap can be consider thicker. Regarding the concentrations, the eastern sand trap presents higher concentrations for Pb and Cu, and are also related to the fine particles of the sample. This result may be due to the fact that the sediments come from the parking lot. In the same way, it occurs with TOC, for which high concentrations are associated with smaller particles.

Additionally, an analysis is made on the variation of the physical and chemical characteristics with respect to precipitation characteristics. It can be said that there is an inverse relationship; that is to say, the higher the height of the total precipitation or the greater the intensity of the rain, the smaller the diameters of the particles that will reach the sand traps. The low values of the particles $<100\ \mu\text{m}$ have a relationship with the high and medium values of the maximum intensity, the low and medium values of the dry time and the high values of the net average intensity. Because there is more washing of the sediments of the surfaces by means of runoff, avoiding the accumulation of sediments, especially the thicker grains.

Similarly, an analysis was carried out to determine the relationship between the quality of the sediments and the hydrology of the sector. For higher values of dry time and maximum intensity, higher concentrations of the HM and low concentrations of TOC are present. The HM in the sediments might be presented due to the possibility of having greater periods of accumulation of the sediments, especially those that have contact with vehicular traffic, mainly due to the wear of the tires.

The chemical and physical analysis showed that the eastern sand trap is the one with the highest amount of fine particles and has higher concentrations for Pb and Cu which are associated with diameters smaller than $75\ \mu\text{m}$. The relationship between the precipitation and the physical characteristics showed that the greater the intensity of the rain and the total height of the rain, the smaller the particles of coarse grains that reach to the sand traps. In the same way, it was found that for smaller number of days in dry weather the greater the diameters of the particles that reach the sand-catchers. This parameter was also found to be related to metal concentrations, these being higher for more days in dry weather, contrary to what happens with TOC concentrations, which tend to decrease. From the above it is necessary to emphasize that when there are dry seasons, metal concentrations will increase in sediments, while those of TOC will be lower, decreasing the possibility of using sediments in activities such as gardening.

The sediments coming from both sand traps are not considered suitable for agriculture or as non-humic organic fertilizer from pasture lands and pastures due to the high concentrations of HM found,

according to the Technical Regulation of the Drinking Water and Basic Sanitation Sector (RAS) from Colombia (10). The sediments are suitable as construction material or soil remediation although in some samples taken in the eastern sand trap they exceed the Pb limits allowed for these uses. According to the PSD of the samples, it is considered that the material is very fine to be used as material for most of the activities related to the construction. However, the material may be suitable for filling concrete structures and culverts in the core or foundation area (11), where it is evident that it complies with most of the physical characteristics to be used within the category of tolerable soil. However, the high content of organic matter does not favour its use. The sediments can be used in the restoration of soils that are not for agricultural use, besides being able to be used as an ornament in recreational or gardening areas.

Taking into account the results obtained from the categorical analysis according to the proposed scenarios, the possible results are presented regarding the uses that the sediments could have, however, there are no significant differences with respect to the uses previously established and this is due to the concentrations of Pb and Zn present in sediments that exceed the limits established for agricultural use.

CONCLUSIONS

From the analysis of the results of the physical and chemical characteristics of the sediments, the sediments collected from the sand traps are considered suitable to be used as productive material in activities such as the remediation and revegetation of soils that are not for agricultural use; in oxidation or thermal reduction processes; as material for areas for decoration and recreation (10). This means that it is not necessary to consider sediments as waste, which is one of the most common sediment management practices (2). Therefore, it is possible to use them in activities that do not have direct contact with living beings.

The sediments collected according to the measured metal concentrations are considered suitable as construction material or for the stabilization of slopes in projects of the secondary or tertiary national road network. However, because they are considered very fine particles, and high HM concentrations (Pb, Zn, Cr and Cu), they could be used as filling material for concrete structures and sewers in the core or foundation area, restricted only by their high contents of TOC.

The analysis of the results of the multivariate tests allows us to conclude that there are no significant differences characteristics of the samples analyzed in the sand traps, simplifying the sediment management in the catchment. It is also important to mention that there is a significant variation between the accumulated diameters obtained for each sample with respect to the events according to the Wilcoxon Test, meaning that the climatic conditions of the sector affect the physical characteristics of the sediments, which implies that characteristics of the rainfall events should be taken into account for the sediment management.

REFERENCES

- Borrero, J., Abello, A., Pinilla, M., Castro, L., Robayo, J., González, P. 2007. Aprovechamiento del agua lluvia para riego y para el lavado de zonas duras y fachadas en el campus de la Pontificia Universidad Javeriana (Bogotá). *Ingeniería y Universidad: Engineering for Development*. 11(2), 193-202.
- Akcil, A., Erust, C., Ozdemiroglu, S., Fonti, V., Beolchini, F. 2015. A review of approaches and techniques used in aquatic contaminated sediments: metal removal and stabilization by chemical and biotechnological processes. *Journal of Cleaner Production*. 86(1) 24–36.
- Wang, L., Kwok, J., Tsang, D., Poon, C. 2015 Mixture design and treatment methods for recycling contaminated sediment. *Journal of Hazardous Materials*. 283(Supplement C) :623–32.
- Simpson, S., Batley, G. 2015. Sediment quality assessment: A practical guide *Stuart Simpson and Graeme Batley: 4-7*
- Vaze, J., Chiew, F. 2004 Nutrient Loads Associated with Different Sediment Sizes in Urban Stormwater and Surface Pollutants. *Journal of Environmental Engineering*. 130(4):391–6.

- Faram, M., Iwugo, K., Andoh, R. 2007 Characteristics of urban run-off derived sediments captured by proprietary flow-through stormwater interceptors. *Water Science and Technology*. 56(12):21–7.
- Charters F., Cochrane, T., O'Sullivan, A. 2015 Particle size distribution variance in untreated urban runoff and its implication on treatment selection. *Water Research*. 85 (Supplement C):337–45.
- Galarza-Molina, S., Torres, A., Moura, P., Lara-Borrero, J.. CRIDE: A Case Study in Multi-Criteria Analysis for Decision-Making Support in Rainwater Harvesting. 2015. *International Journal of Information Technology & Decision Making* 14(01):43–67.
- IDEAM. Metales en agua por Plasma Acoplado por Inducción (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn). *Subdirección De Hidrología - Grupo Laboratorio De Calidad Ambiental*; 2006.
- Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio. Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico - RAS. TÍTULO F Sistemas de Aseo Urbano. 2012.
- INVIAS IN de V. Rellenos para estructuras artículo 610 -13. 2012.
- Trujillo-González J. 2014. Evaluación de tres zonas de la ciudad de Villavicencio a partir de las concentraciones de metales pesados presentes en el polvo vial. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.



SESIÓN DE POSTERS



PP1. Sistema híbrido de humedales para tratamiento de efluentes de caniles

María Alejandra Maine, Gabriela Sánchez, Hernán Hadad, Sandra Caffaratti, María del Carmen Pedro, Gisela Di Luca, Mercedes Mufarrege, Marcelo Campagnoli

Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL), Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
(E-mail: amaine@fiq.unl.edu.ar)

Resumen

El objetivo de este trabajo fue determinar la eficiencia de un humedal híbrido para el tratamiento final del efluente de un centro de mascotas. La configuración HFS-HSSH resultó adecuada. El efluente ya tratado, se utiliza para riego sub-superficial de especies forestales y arbustos en el mismo predio.

Palabras clave

Humedales Híbridos; Macrófitas; Nutrientes; Depuración

INTRODUCCIÓN

El efluente de un centro modelo de mascotas está compuesto por el agua utilizada en la limpieza de caniles, así como también de los baños y cocina del personal. El efluente recibe un tratamiento primario y luego circula a través de un reservorio. Se planteó transformar este reservorio preexistente en un sistema híbrido de humedales para su tratamiento final. El objetivo de este trabajo fue determinar la eficiencia de un sistema híbrido (humedal superficial y humedal subsuperficial horizontal) para el tratamiento final del efluente.

MATERIALES Y MÉTODOS

Dos módulos preexistentes de 12 m x 22 m cada uno, ambos impermeabilizados con geomembrana, se modificaron para funcionar como un sistema de humedales híbrido con una primera etapa constituida por un humedal de flujo superficial (HFS) donde se plantó *Typha domingensis* (Totora). La segunda etapa consiste en un humedal subsuperficial horizontal (HSSH), con canto rodado como sustrato en el que se plantaron *T. domingensis* y *Sagittaria montevidensis* (Saeta). Se muestreó mensualmente el efluente a la entrada y a la salida de cada humedal. Se determinó pH, color, turbidez, DBO, DQO, fósforo total (PT), fósforo reactivo soluble (PRS), Nitrógeno inorgánico (NT_{inorg}), NO_3^- , NO_2^- y NH_4^+ y NTK de acuerdo a las técnicas de APHA (2012) durante 1 año.

RESULTADOS

Este sistema híbrido removió eficientemente PT, PRS y especies nitrogenadas (Tabla 1). El pH no mostró diferencias significativas después del tratamiento disminuyendo ligeramente hacia la salida. El color y la turbidez disminuyen significativamente de la entrada a la salida. El color disminuye especialmente después de atravesar el HSSH. DQO mostró una eficiencia de remoción media de 68,9 % y la DBO del 75,7 %. El NTK mostró una remoción del 66,8 %.

El amonio, el nitrato y nitrito disminuyeron satisfactoriamente, obteniéndose una remoción de NT_{inorg} del 61,2 %. Es de destacar que, en ambos humedales, a pesar de sus diferentes características, mejoraron la calidad química del efluente, disminuyendo las concentraciones de las especies nitrogenadas. El efluente ya tratado, se utiliza para riego sub-superficial de especies forestales y arbustos en el mismo predio.

Las macrófitas mostraron un excelente desarrollo, alcanzando una cobertura de más del 80% en ambos humedales en aproximadamente 5 meses. Se realizó luego de la temporada invernal, la cosecha de la

parte aérea de las macrófitas, lo que eliminó del sistema los nutrientes retenidos (C, N, P). Luego de la cosecha, se registró una mejora en la eficiencia de eliminación de P del efluente. Es de esperar un aumento de la eficiencia del sistema al completarse el desarrollo del sistema radicular de las macrófitas.

Tabla 1. Concentraciones medias (mínimas y máximas) en el efluente de entrada y a la salida y porcentaje medio de remoción.

Parámetro	Entrada	Salida HFS	Salida HSSH	% Remoción
pH	7,5(7,1-7,9)	7,4(6,9-7,8)	7,2(6,7-7,7)	-
Color	52(15->100)	45(15-80)	29(15-60)	-
Turbidez	87(4,5-267)	21(3,2-42)	18(2,2-90)	-
Alcalinidad	290(188-370)	322(280-374)	299(180-372)	-
DQO (mg O ₂ /L)	190,2(92,4-329,2)	88,9(31,2-119)	61,2(<6-95,2)	68,9
DBO (mg O ₂ /L)	71,6(29,2-174,2)	25,5(10,5-70,6)	17,9(<3-45,2)	75,7
NH ₄ ⁺ (mg N/L)	37,0(14,1-68,5)	24,2(11,4- 45,9)	10,4(1,54-10,2)	62,2
NO ₂ ⁻ (mg N/L)	0,036(<0,001-0,133)	0,022(<0,001-0,094)	0,013(<0,001-0,038)	63,8
NO ₃ ⁻ (mg N/L)	2,51(1,12-3,37)	1,44(0,63-2,46)	1,19(0,41-2,19)	53,0
NT _{inorg.} (mg N /L)	39,5(15,9-72,9)	27,0(11,7- 47,8)	11,6(1,9-12,9)	61,2
NTK (mg N/L)	58,9(35,0-110,3)	42,3(32,0-79,2)	22,5(4,3-33,7)	66,8
PRS (mg P/L)	3,48(1,57-8,55)	3,87(1,519-8,32)	1,92(0,109-7,332)	49,8
PT (mg P/L)	5,28(1,58-10,2)	4,35(1,79-10,8)	2,65(1,07-8,28)	50,1

CONCLUSIONES

La configuración HFS-HSSH resultó adecuada para el tratamiento de este efluente, mejorando eficientemente la calidad del mismo.

La utilización de este sistema humedal híbrido para el tratamiento final del efluente resultó eficiente, de bajo costo de operación y mantenimiento.

El efluente ya tratado, se utiliza para riego sub-superficial de especies forestales y arbustos en el mismo predio.

REFERENCIAS

APHA. 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc.

PP2. Humedales construidos para tratamiento de agua de proceso de industria papelera

Gabriela Sanchez, Sandra Caffaratti, Fiorella Jacob, Sergio Romero, María del Carmen Pedro, María Alejandra Maine

Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL), Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
(E-mail: gsanchez@fiq.unl.edu.ar)

Resumen

Se evaluó mediante experiencias de invernadero la eficiencia de humedales de flujo superficial (HFS) y de flujo subsuperficial horizontal (HSSH) en el agua de proceso de una industria papelera. Los tratamientos resultaron eficientes en la remoción de DQO, DBO y sólidos, entre otros parámetros.

Palabras clave

Humedales; Celulosa; Sólidos Sedimentables; Depuración

INTRODUCCIÓN

El objetivo del trabajo fue evaluar la factibilidad de emplear humedales construidos de flujo superficial (HFS) y de flujo subsuperficial horizontal (HSSH) para el tratamiento final de agua de proceso de una fábrica de envases de celulosa a partir de papel reciclado. El agua del proceso de fabricación es tratada para poder ser reutilizada. Eventualmente puede existir una descarga a un curso de agua lindero, por lo que el agua tratada debe cumplir con las condiciones de vuelco exigidas por la legislación. Los efluentes de la industria papelera se caracterizan por su alto contenido de sólidos que pueden provocar una reducción en el nivel de oxígeno en el sistema acuático donde son volcados, afectando el equilibrio del ecosistema.

Se realizaron experimentos de invernadero, donde se evaluó la eficiencia de HFS y de HSSH en la remoción de DQO, DBO y sólidos. Además, se evaluó la tolerancia al efluente de tres especies de macrófitas: *Typha domingensis*, *Phragmites australis* y *Canna indica*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se dispusieron reactores a escala microcosmos simulando HSSH y HFS. Se evaluaron diferentes especies de macrófitas. En los HSSH se utilizó como sustrato de LECA (10/20, porosidad 0,45) y se plantaron con *T. domingensis* y *P. australis*. Para los HFS se utilizó tierra negra, donde se plantó *T. domingensis* y *C. indica*. Se plantó una especie de macrófita por reactor. Los tratamientos se dispusieron por duplicado; las plantas se aclimataron durante dos meses antes del experimento. En todos los casos se agregaron 10 litros del agua a tratar y el tiempo de residencia hidráulico fue de 7 días. Se compensaron las pérdidas por evapotranspiración.

La experiencia se realizó con el agua de proceso, que recibe un tratamiento previo en un sedimentador. Se determinó pH, DQO, DBO, turbidez, sólidos suspendidos totales, sólidos totales secados a 105°C, y sólidos sedimentables, antes y después del tratamiento para evaluar la eficiencia de los sistemas. Las determinaciones se realizaron de acuerdo a APHA (2012).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las macrófitas toleraron el efluente en todos los tratamientos, sin mostrar síntomas de fitotoxicidad. *T. domingensis* y *C. indica* mostraron las mayores tasas de crecimiento. En los HFS las tasas de crecimiento vegetal fueron significativamente mayores que en los HSSH. LECA resultó un sustrato

adecuado para los HSSH. El agua a tratar presenta una gran variabilidad en los parámetros analizados (Tabla 1).

Tabla 1. Concentraciones iniciales en agua (media y rango) y % de remoción (media y desviación estándar) en cada tratamiento.

Parámetro	Inicial	% Remoción			
		HFS		HSSH	
		<i>T. dom.</i>	<i>C. indica</i>	<i>T. dom.</i>	<i>P. australis</i>
DQO [mg O ₂ .l ⁻¹]	1249 [725; 1840]	58,4±12,3	58,6±12,7	82,3±5,4	82,7±2,2
DBO [mg O ₂ .l ⁻¹]	600,6 [351,1; 1042,3]	54,9±14,9	59,6±15,9	78,9±9,3	73,4±16,3
Sol. Suspendidos [mg.l ⁻¹]	541,8 [344,2; 726,5]	95,1±3,2	95,7±1,8	98,3±1,8	98,6±1,3
Sol. Totales [mg.l ⁻¹]	1836,40 [1200; 2748]	36,8±6,1	34,4±7,3	42,5±18,9	39,3±22,3
Sol. Sedimentables 10 min [ml.l ⁻¹]	23,6 [0,2; 110,4]	100	100	100	100
Sol. Sedimentables 2 h [ml.l ⁻¹]	17,6 [3,6; 58,1]	100	100	100	100
Turbidez [NTU]	971,5 [0,2; 110]	90,3±12,2	91,1±10,1	98,0±1,1	96,9±2,7

Las mayores remociones de DQO y DBO se obtuvieron en los HSSH, pero no hubo diferencias significativas entre los tratamientos plantados con las distintas macrófitas.

Todos los tratamientos mostraron un 100% de remoción de sólidos suspendidos y sólidos sedimentables, el cual es un parámetro crítico en este tipo de efluentes. Respecto a la turbidez, se obtuvieron remociones superiores al 90%. No existieron diferencias significativas ni entre las macrófitas ni entre los tipos de humedal estudiado.

CONCLUSIONES

De acuerdo a estos resultados, tanto los HSSH como los HFS podrían resultar una opción válida para el tratamiento del agua de proceso de esta industria papelera. Las macrófitas *T. domingensis*, *C. indica* y *P. australis*, podrían ser utilizadas en humedales para tratamiento de estos efluentes. Sin embargo, las dos primeras mostraron las mayores tasas de crecimiento, presentando la ventaja adicional de que *T. domingensis* es una especie abundante en nuestra región y *C. indica* posee valor como especie ornamental.

REFERENCIAS

APHA. 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th Edition. American Public Health Association, Washington, DC.

PP3. Humedal para el tratamiento del efluente de una industria láctea

Emanuel Nocetti, Eliana Tardivo, Gabriela Sanchez, María Alejandra Maine, Hernán Hadad, Sandra Caffaratti, María del Carmen Pedro

Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL), Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
(E-mail: emanuel_nocetti@hotmail.com)

Resumen

Se evaluó la eficiencia de humedales subsuperficiales de flujo horizontal para tratamiento final de un efluente lácteo. Se utilizó leca y dos especies de macrófitas, *Iris pseudacorus* y *Typha domingensis*. En base a los valores experimentales se dimensionó un humedal experimental a construir en el predio de la industria.

Palabras clave

DBO, Nitrógeno, Depuración; Eficiencia

INTRODUCCIÓN

En Argentina, gran parte de la producción láctea se realiza en la provincia de Santa Fe, lo que implica la necesidad de tratamiento de los efluentes generados. Los humedales construidos son una alternativa a los métodos convencionales por su simplicidad de operación, bajo costo, consumo energético e impacto ambiental (Kadlec y Wallace, 2009; Vymazal, 2011). El objetivo fue evaluar la eficiencia de remoción de contaminantes de humedales subsuperficiales de flujo horizontal para el tratamiento final de los efluentes de industria láctea.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un experimento de invernadero en el que se dispusieron reactores plásticos simulando humedales subsuperficiales de flujo horizontal con leca como sustrato. Se utilizó efluente de una industria láctea situada en Rafaela, provincia de Santa Fe, Argentina. Las macrófitas utilizadas fueron *Iris pseudacorus* y *Typha domingensis*. Se colocó una especie por reactor. Se dispusieron controles con sustrato sin plantas. El tiempo de residencia fue de 7 días. La duración del experimento fue de tres meses. Se tomaron muestras del efluente antes y después del tratamiento, para determinar pH, conductividad, DQO, DBO, fósforo total (PT), NH_4^+ , NO_3^- y nitrógeno total Kjeldahl (NTK). Las determinaciones analíticas se realizaron de acuerdo a Standard Methods (APHA, 2012).

Se propone construir un humedal a escala experimental de 8 m² en el mismo predio de la fábrica. Para ello se estimó el caudal a tratar para alcanzar las concentraciones permitidas para su volcado siguiendo a Crites et al. (2006). Para la estimación se adoptó un 10% de incremento en las concentraciones iniciales como margen de seguridad y los límites de volcado permitidos por normativa vigente como valores finales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Ambas macrófitas toleraron el efluente sin presentar síntomas de fitotoxicidad. No se registraron diferencias significativas en la eficiencia de los tratamientos con las distintas especies. La Tabla 1 presenta los resultados obtenidos en cada tratamiento.

Tabla 1. Valores medios y mínimos y máximos de los parámetros en el efluente antes y después del tratamiento (n=10).

Parámetro	Inicial	Final		
		<i>T. domingensis</i>	<i>I. pseudacorus</i>	Control
pH	6,6 (6,3-7,0)	6,9 (6,6-7,1)	7,0 (6,8-7,2)	7,1 (6,8-7,4)
Conductividad(μS)	2.576 (2.440-2.740)	2.030 (2.010-2.050)	2.018 (1.950-2.085)	2.527 (2.400-2.610)
NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	66,3 (32,3-98,2)	12,8 (12,3-13,3)	10,5 (9,7-11,2)	31,6 (29,0-32,1)
NH ₄ ⁺ (mg l ⁻¹)	25,9 (17,0-32,9)	8,1 (3,3-14,9)	8,9 (2,5-15,9)	13,9 (12,1-14,9)
NTK (mg N l ⁻¹)	74,2 (71,1-107,2)	17,9 (16,2-28,5)	16,5 (14,5-28,4)	30,4 (18,1-41,7)
DQO (mg l ⁻¹)	668,7 (641,2-696,2)	49,0 (36,6-59,4)	50,7 (37,3-64,0)	71,9 (51,8-77,6)
DBO (mg l ⁻¹)	392,8 (391,7-393,9)	13,9 (10,5-16,4)	18,1 (15,5-24,7)	33,8 (24,6-39,4)
PT (mg l ⁻¹)	66,2 (43,3-87,0)	30,9 (28,3-33,5)	33,9 (31,3-38,4)	42,9 (38,1-47,6)

Los tratamientos con macrófitas presentaron una mayor eficiencia en la remoción de contaminantes que el control, mostrando la importancia de la vegetación. La conductividad disminuyó en los tratamientos con plantas. El pH tendió a la neutralidad. La DBO disminuyó satisfactoriamente con remociones medias superiores a de 95%, sin diferencias entre las especies. La DQO alcanzó valores de remoción superiores a 90%. El PT disminuyó entre 58-61%. Se observó una reducción significativa de las especies nitrogenadas y del NTK, indicando adecuada nitrificación y denitrificación.

A fin llevar a cabo el dimensionamiento del humedal experimental, se calcularon las constantes de primer orden (k) a partir de los datos experimentales, obteniéndose los siguientes valores de k: 0,453; 0,143; 0,334; 0,218 d⁻¹ para DBO, NH₄⁺, NO₃⁻ y nitrógeno total. Considerando un área para un humedal experimental de 2x4 m y una profundidad de 0,5 m, el caudal de efluente a tratar en el humedal se estimó en 0,235 m³d⁻¹.

CONCLUSIONES

Un humedal subsuperficial de flujo horizontal con leca como sustrato y plantado con *I. pseudacorus* o *T. domingensis* sería adecuado para el tratamiento final de este efluente de industria láctea. Se dimensionó un humedal experimental para el tratamiento final de este efluente a construirse en la misma fábrica.

REFERENCIAS

- APHA. 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 22th ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- Crites, R.W., Middlebrooks, J., Reed, S.C., Group, F. 2006. Natural Wastewater Treatment Systems.
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D. 2009. Treatment Wetlands, 2nd. ed. Boca Raton, Florida. CRC Press.
- Vymazal, J. 2011. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environmental Science & Technology* 45, 61-69.

PP4. Phytoremediation for the treatment of leachate from a landfill in Uberlândia, Brazil

Elaine Silva de Faria*, Lucas Carvalho Basílio* e Sueli Moura Bertolino*

* Instituto de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Uberlândia, Av. Amazona s/n, Umuarama, Uberlândia, Brasil
(E-mail: elaine.sf96@gmail.com; lucasazevedo@ufu.br; smbertolino@gmail.com)

Abstract

The following work had the objective of assess the treatment of diluted liquid effluent from a landfill with constructed wetlands containing *Leersia hexandra* Sw. or *Hygrophila costata* Nees. The hydraulic detention time was of 3, 5 and 7 days. Before and after the treatment, parameters of water quality were measured. The results acquired in the determination of the parameters show that there were changes in the chemical analyzes of the samples of all the wetlands, during all the stages of treatment.

Keywords

Constructed wetlands; treatment; chemical analysis; effluent; slurry.

INTRODUCTION

Phytoremediation is defined as the use of green systems and its microbiota with the purpose of removing, capturing or degrading toxic substances of the environment (SALT et al, 1998). It is an alternative technique for effluent treatment that has gained emphasis in the 90s, as a promising, and financially viable option (CALIJURI et al., 2009). Among effluents, the slurry of landfills has an environmental importance due to its high polluting potential, which can withhold high concentrations of organic compounds, heavy metals, ammonia, chlorides and many others soluble compounds (CABEZA, 2007). The slurry is a liquid resulting of chemical and microbiological decomposition of waste deposited in a landfill, its chemical composition has great variability, since it depends on the nature of the deposited waste and it is influenced by climatic factors. This study has as objective assess the treatment of diluted liquid effluent from a landfill with constructed wetland with *Leersia hexandra* Sw. or *Hygrophila costata* Nees.

MATERIAL AND METHODS

Wetlands were constructed using plastic containers of 50dm³, for the disposal of the effluent, and within, there was an incorporated filter system with PVC pipes in order to ensure efficiency in the collection of the treated effluent. At the constructed wetlands, there was a layer with gravel at the bottom and above it, was the cultivation of the species *Leersia hexandra*, or of the species *Hygrophila costata* Nees. Also, it was mounted a wetland without plant species, constituting the control wetland.

Previous to the insertion of the diluted slurry, it was determined the pH, saturation percentage of dissolved oxygen (%SDO), dissolved oxygen concentration (DOC), conductivity, resistivity, total solids (TS) and chemical oxygen demand (COD). The hydraulic detention times (HDT) were of 3, 5 and 7 days. After that, the effluent was withdrawn of the wetlands and the parameters were once again analyzed. The process was performed with 4 repetitions at the time.

RESULTS AND DISCUSSION

The constructed wetlands and the wetland control increased the conductivity, resistivity and total solids when compared to the slurry without treatment (Tukey Test, P<0,05) (Figure 1). For the parameter pH, significant difference between the wetland containing *Leersia hexandra* and the wetland control after 3 days of experimentation was observed, as well as difference between *Leersia hexandra* after 3 days and the wetland control after 5 days of experimentation.



Figure 1. Results of the analysis of pH, conductivity, resistivity and total solids, during the hydraulic detention times.

The results referring to the percentage of dissolved oxygen analyzes presented significant difference between the initial slurry and the wetland with *Hygrophila costata* after 3 days of experimentation, and significant difference between the initial slurry and the wetland with *Leersia hexandra* with 5 days after the experimentation. For the parameters DOC and COD it was not possible to infer if there is a significant difference between the average of the samples as a result of the type of treatment (ANOVA).

CONCLUSIONS

It seen that the wetland with *Leersia hexandra* Sw and the wetland with *Hygrophila costata* Nees present better results for the parameters of pH, saturation percentage of dissolved oxygen, conductivity, resistivity and total solids when compared to the wetland control, based on the Tukey Test. There was no change between the treatments for the dissolved oxygen concentration or for chemical oxygen demand. Thereby, is plausible to state that the wetlands presented treatment efficiency, especially the wetlands with *Hygrophila costata* Nees and *Leersia hexandra* Sw.

ACKNOWLEDGEMENTS

The first author is grateful to the Aterro Municipal de Uberlândia for the cession of the samples and to FAPEMIG - Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais, for the financial support.

REFERENCES

Calijuri, M., Bastos, R., Magalhães, T., Capelete, B., Dias, E. 2009. Tratamento de esgoto sanitário em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliforms. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 14(3),

- Salt, D., Smith, R., Rasking, I. 1998. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 49, 643–668.
- Cabeza, A., Urtiaga, A., Ribeiro, M., Ortiz, I. 2007. Ammonium removal from landfill leachate by anodic oxidation. *Journal Hazardous Materials* 144, 715–719.

PP5. Remoción de metales en lixiviado de relleno sanitario utilizando humedales verticales

Nahuel Camaño Silvestrini^{***}, Gabriela Sanchez^{*}, Marcelo Campagnoli^{**}, Hernán Hadad^{***} y María Alejandra Maine^{*,***}

^{*} Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL)

^{**}Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL), Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina.

^{***}Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
(E-mail: nahuel.bio@gmail.com)

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar la eficiencia de un humedal vertical en la eliminación de Cr, Ni y Zn de un lixiviado de relleno sanitario. Los HFVs demostraron ser eficientes en la remoción de metales. *Typha domingensis* presentó remociones significativamente superiores que *Canna indica*.

Palabras Clave

Humedales híbridos; lixiviado; metales; eficiencia

INTRODUCCIÓN

La composición química de un lixiviado presenta alta variabilidad y depende de la composición del relleno sanitario, condición climática, edad del relleno y la tasa de degradación de los residuos sólidos. Debido a su alta concentración de amonio, como primera etapa de tratamiento se utilizan humedales de flujo vertical (HFV). Otros contaminantes que se encuentran en los lixiviados son los metales. Su presencia varía de un lixiviado a otro, pero los que se encuentran con mayor frecuencia son Cr, Ni y Zn a bajas concentraciones. La utilización de HFV para la eliminación de metales ha sido escasamente estudiada. El objetivo de este trabajo fue evaluar la eficiencia de un HFV en la eliminación de Cr, Ni y Zn de un lixiviado de relleno sanitario.

METODOLOGIA

Se dispusieron reactores de 150 L de capacidad, 0,45 m de diámetro, área de 0,15 m² y 1,20 m de profundidad, simulando HFVs (Fig. 1). Las macrófitas utilizadas fueron *Typha domingensis* y *Canna indica*. El sustrato estuvo compuesto por 20 cm de Leca + 60 cm de arena gruesa + 20 cm de Leca.

En los experimentos se utilizó lixiviado crudo de relleno sanitario diluido (1:5), al que se le adicionó soluciones patrones de Cr, Ni y Zn a fin de obtener que la concentración inicial sea de 1 mg/L por metal. Se evaluó la recirculación del efluente en las eficiencias de remoción. Se midieron pH, conductividad, amonio, nitrato, nitrógeno total inorgánico, DQO, Cr, Ni y Zn, al inicio y después del tratamiento. Las remociones fueron calculadas teniendo en cuenta las pérdidas por evapotranspiración.

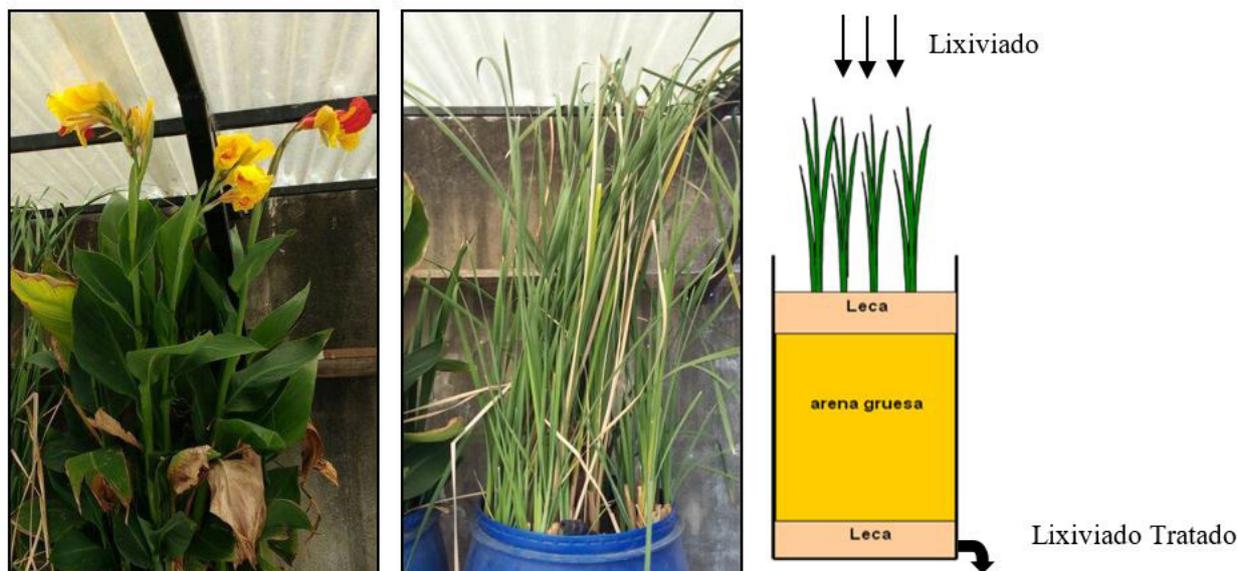


Figura 1. HFV plantados con *C. indica* y *T. domingensis* (izquierda - derecha) y esquema de la disposición de los sustratos utilizados.

RESULTADOS

En la Tabla 1, se presentan los valores iniciales de los distintos parámetros y los valores después del tratamiento en los HFV con *T. domingensis* y *C. indica* (Tratamiento 1) y después de la Recirculación (Tratamiento 2).

Tabla 1. Valores iniciales, salida y final de los parámetros en HFV con las distintas macrófitas

Tratamientos	Inicial	<i>T. domingensis</i>		<i>C. indica</i>	
		Tratamiento 1	Tratamiento 2	Tratamiento 1	Tratamiento 2
pH	8,2 ± 0,2	7,6 ± 0,2	7,3 ± 0,2	7,7 ± 0,2	7,5 ± 0,2
Conductividad	3948 ± 216	3271 ± 243	2993 ± 256	3289 ± 242	2800 ± 348
Temperatura	28,1 ± 2,9	24,5 ± 3,3	25,7 ± 2,7	24,6 ± 3,4	25,9 ± 2,7
DQO	1031 ± 130	821 ± 118	728 ± 112	839 ± 105	680 ± 82,5
%		39	55	38	53
N-NH ₄	178 ± 23	67,8 ± 14,3	47,8 ± 11,2	88,3 ± 18,3	55,1 ± 15,1
%		72	83	60	76
N-NO ₃	6,5 ± 1,2	31,3 ± 13,2	26,1 ± 21,1	12,6 ± 7,1	19,3 ± 11,0
%		-	-	-	-
NT Inorgánico	186,0 ± 26,2	105,1 ± 27,5	82,1 ± 32,3	106 ± 23,4	84,4 ± 26,1
%		46	59	45	60
Cr	1,317	0,574	0,439	0,612	0,500
%		68	80	62	71
Ni	1,012	0,557	0,428	0,647	0,538
%		60	76	49	62
Zn	1,057	0,628	0,48	0,721	0,577
%		56	73	45	59

Los metales estudiados fueron eficientemente removidos. La recirculación tuvo un efecto significativo en la remoción de contaminantes en todos los parámetros. Sin embargo, nitrato fue el único parámetro que presentó mayores concentraciones después del volcado y recirculación, debido a la nitrificación del amonio. Los humedales plantados con *T. domingensis* presentaron remociones de contaminantes superiores que los plantados con *C. indica* para Cr, Ni, Zn y N-NH₄. La disminución de DQO no presentó diferencias significativas entre las macrófitas.

CONCLUSIONES

Los HFVs demostraron ser eficientes en la remoción de Cr, Ni y Zn. La recirculación del efluente permitió obtener remociones significativamente superiores. Los tratamientos con *T. domingensis* presentaron remociones significativamente superiores de Cr, Ni y Zn que los con *C. indica*.

PP6. Reporte preliminar de *Aspergillus fumigatus* en aves migratorias de Pantanos de Villa-Chorrillos, Lima, Perú

Lidia Sánchez* y Rita Avalos*

* Departamento de Protozoología, Helmintología e Invertebrados Afines, Museo de Historia Natural, UNMSM. Av. Arenales 1256, Jesús María, Lima 14, Perú.

(E-mail: lsanchezp@unmsm.edu.pe; avalosroldanrita@gmail.com)

Resumen

Los humedales albergan flora y fauna endémica y estacionalmente tiene la presencia de aves migratorias. Entre octubre de 2010 a marzo de 2012 en el área litoral de Chorrillos, se analizaron 85 aves de las cuales 74 fueron gaviotas y tres de ellas presentaron el hongo *Aspergillus fumigatus*.

Palabras Clave

Humedales; Gaviota; Hongo filamentoso; Aspergilosis

INTRODUCCIÓN

En el Perú, un gran porcentaje de la población con lesiones cavitarias residuales puede albergar *A. fumigatus*, así tenemos que en el Hospital Regional de Ica en el período agosto 2000 - julio 2001 el 50% de los casos positivos correspondieron a este hongo (Arce, A. et al. 2002). Entre diciembre de 2002 y septiembre de 2004 en el Hospital Nacional Hipólito Unanue de Lima y Hospital Belén de Trujillo una frecuencia de 43% de aspergiloma se reporta en 28 pacientes con antecedentes de tuberculosis pulmonar Casquero et al. (2006) y Carrillo-Ñañez. et.al (2008) reportan un caso clínico de aspergiloma pulmonar en paciente con antecedentes de tuberculosis en el Hospital Arzobispo Loayza de Lima. Para el año 2012 reporta el caso de un paciente con aspergiloma que cursó con fiebre en el Hospital Nacional Cayetano Heredia.

Así mismo, la aspergilosis afecta a las aves silvestres y domésticas y puede tener una distribución focal o sistémica en el organismo, así como un curso agudo o crónico que se manifiesta por acción de factores de estrés, así como de ayuno prolongado. En gaviotas, la aspergilosis ha sido reportada en *Larus argentatus* (gaviota argéntea) en New York por Beaudette, F. (1945) y por Martínez, R. et al. en México. En el año 2007 Xavier et al. registran aspergilosis en *Spheniscus magellanicus* (pingüino magallánico) de Brasil.

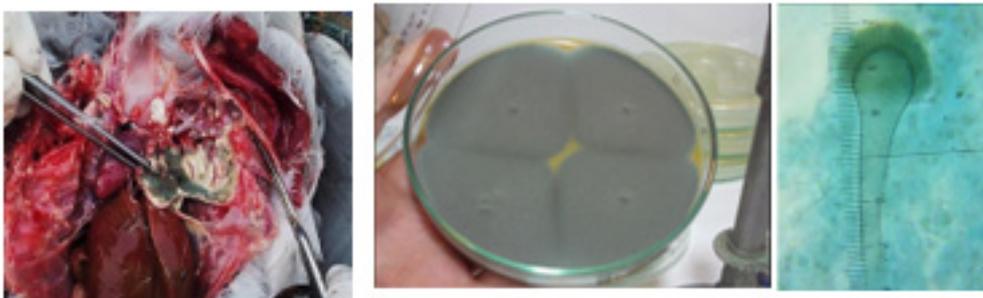
MATERIALES Y MÉTODOS

En agosto de 2011 en la orilla de la “Laguna Maravilla” de los Pantanos de Villa (12° 13' 38,3'' LS y 76° 59' 6,6'' LW), se encontraron dos gaviotas de Franklin (*Leucophaeus pipixcan*) y una gaviota Dominicana (*Larus dominicanus*) moribundas, luego de su deceso se procedió de inmediato a la disección, observando la presencia de hongos en todo el mesenterio, pulmones, corazón e hígado. Los diferentes órganos se cultivaron en agar Sabouraud glucosado al 4% por duplicado e incubaron a temperatura ambiente y a 30°C durante 5 a 10 días. A partir de las placas positivas, se realizaron microcultivos, que al cabo de 4 días de crecimiento se montaron con azul de lactofenol en láminas para la identificación de las características microscópicas.

RESULTADOS

Al examen macroscópico al interior de las aves de las aves y en las placas de cultivo, se muestran las características típicas de *Aspergillus fumigatus*, de color verde grisáceo con aspecto aterciopelado y consistente en la superficie. Microscópicamente presenta conidióforos cortos con una vesícula amplia que se ensancha al final, la misma está coronada de esterigmas de una sola serie que cubren

parcialmente su superficie. Se observaron conidios verdes oscuros, unicelulares, redondos formando cadenas largas que no se ramifican y permanecen unidos formando columnas (Figura 1).



DISCUSIÓN

El aislamiento de *Aspergillus fumigatus* en gaviotas del presente estudio, se corresponde con los hallazgos característicos en la gaviota argéntea del hemisferio norte (*Larus argentatus*) realizados por Beaudette en 1943 en New York y de Martínez *et al.* en 1998 en México, ambos en ambiente costero. Al ser limítrofe el área de estudio con un área residencial como la urbanización Los Huertos de Villa donde los residentes realizan actividades recreativas junto a sus mascotas, nos encontramos con la responsabilidad de reportar la presencia de *Aspergillus fumigatus* por ser de importancia el riesgo al que está expuesta la población cercana a los Pantanos.

CONCLUSIONES

La principal manifestación observada en el diagnóstico post mortem de las gaviotas es el aspergiloma invasivo siendo el agente infeccioso *Aspergillus fumigatus* tal como lo demuestra esta investigación. Se considera un primer hallazgo en aves migratorias.

AGRADECIMIENTO

Agradecemos al Profesor Jorge León Quispe por las facilidades brindadas para el análisis microbiológico en el laboratorio de ecología microbiana de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

REFERENCIAS

- Arce, A; Guillermo, J.; Torres, J. y Casquero, J. 2002. Aspergiloma Pulmonar en el Hospital de Apoyo Departamental de Ica - Perú. 2000 - 2001 *Rev Peru Med Exp Salud Pública*. 19 (4), 197-201.
- Beaudette, F. 1945. Aspergillosis and parasitism in a gull. *Journal series paper* (16)99-101.
- Carrillo, L.; Canelo, C.; Cuadra, J. y Zegarra, C. 2007. Fiebre Prolongada como Manifestación de Aspergiloma Pulmonar en un Paciente con Antecedente de Tuberculosis *Rev Perú Med Exp Salud Pública*. 25(1):153-156.
- Casquero, J. et al. 2006. Frecuencia de aspergiloma en pacientes con antecedentes de tuberculosis, hemoptisis, radiografía de tórax anormal y baciloscopia negativa. *Rev Peru Med Exp Salud Publica* 23(2), 2006
- Martínez, R., Cecero, J. y Cervantes, J. (2000). Brote de Aspergilosis en Gaviotas. *Nota de prensa* 1-3.
- Pinto, M., Banda, C., Seas, C. 2012. Aspergilosis pulmonar secundaria a neutropenia inducida por metimazol: reporte de un caso. *Rev Peru Med Exp Salud Publica* 29(2), 255-58.
- Xavier, M.; Soares, M; Meiner, A; Nobre, M.; Osorio, L.; Da Silva Filho, R. Y Meireles, M. 2007. Aspergillosis: a limiting factor during recovery of captive magellanic penguins. *Brazilian Journal of Microbiology*. 38:480-484.

PP7. Puesta en marcha de humedales construidos de flujo sub-superficial usando *Heliconia stricta* operando bajo clima de altura tropical y alimentados con aguas residuales domésticas

Gabriela Guachamín* y Cristina Villamar**

*Centro de Investigación y Control Ambiental, CICAM, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental, Escuela Politécnica Nacional. P. O. Box 17-01-2759, Quito, Ecuador.

(E-mail: gabrielaquachamin@epn.edu.ec)

** Departamento de Ingeniería en Obras Civiles, Facultad de Ingeniería, Universidad Santiago de Chile, Ecuador Avenue 3659, Estación Central, Santiago, Chile, email:

(E-mail: cristina.villamar@usach.cl)

Resumen

El estudio evaluó el comportamiento de humedales construidos de flujo sub-superficial usando especies tropicales para la eliminación de materia orgánica y nutrientes de aguas residuales domésticas. En la puesta en marcha, se alcanzaron eficiencias de eliminación estabilizadas para DQO, amonio y fósforo del 83, 96 y 70%, respectivamente.

Palabras Clave

Humedales construidos, DQO, fósforo, nitrógeno, plantas tropicales.

INTRODUCCIÓN

El uso de tratamientos pasivos como humedales construidos surge como una alternativa viable de saneamiento para zonas rurales, gracias a los bajos costos energéticos (< 56% de energía) y no generación de lodos que tecnologías convencionales (lodos activados) (Vera et al., 2016). Habitualmente, los humedales construidos se ha evaluado a nivel de zonas templadas y con especies vegetales cosmopolitas (*Typha spp.*, *Phragmites spp.*, *Schoenoplectus spp.*) (Vymazal, 2005). Estudios relacionados con su aplicación bajo zonas de altura (2000 – 4000 m.s.n.m) relacionados a países tropicales andinas y con especies vegetales autóctonas (género *Heliconia*) aún son escasos (Konnerup et al., 2009). Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar el uso de *Heliconia stricta* en el tratamiento de aguas residuales domésticas a partir de humedales construidos de flujo sub-superficial.

MATERIALES Y MÉTODOS

Aguas residuales: Aguas residuales domésticas sintéticas fueron utilizadas en este trabajo, cuya formulación es descrita por Almeida-Naranjo et al. (2017).

Modelo experimental: A escala laboratorio, se estudió el comportamiento de un sistema de humedales construidos híbrido (0.08 m² cada uno, grava) de flujo sub-superficial vertical (HFSSV) combinado con uno horizontal (HFSSH). Tanto el HFSSV y HFSSH fueron plantados con 3 y 4 plántulas (1 mes), respectivamente de la especie *Heliconia stricta*, bajo condiciones de temperatura ambiental media diaria de 26.3 °C (estación seca) y una altitud de 2850 m.s.n.m. La estrategia de operación, consistió en el monitoreo de ambos humedales (HFSSV+ HFSSH) durante su puesta en marcha (63 días) fueron alimentados con aguas residuales sintéticas y tiempos de residencia de 3 y 4 días, respectivamente.

Análisis analítico: Las muestras líquidas de influente y efluente fueron caracterizadas por determinaciones de Demanda Química de Oxígeno (DQO), amonio (NH₄)⁺, nitratos (NO₃)⁻, nitritos (NO₂)⁻, fósforo total (PT), y fosfatos (PO₄)⁻³ (APHA-AWWA-WPCF, 2005). Biomasa adherida al medio de soporte fue evaluada por Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV). Las plantas fueron monitoreadas por medio de medidas alométricas como altura apical (cm), diámetro basal (mm) y abundancia relativa (plantas/m²).

RESULTADOS

Operación del modelo experimental: HFSSV+HFSSH operaron bajo parámetros de control de pH entre 6,3 y 7,9, temperatura del agua entre 18,1 y 36,1 °C y porcentaje de humedad en el medio de soporte del orden de 14,7 a 47,5 %.

Eliminación de materia orgánica: Las eficiencias de eliminación de materia orgánica (DQO) en el HFSSV y HFSSH se mantuvieron en rangos entre el 70,3 al 88,6 y -37,3 al 32,3%, respectivamente. Por lo tanto, este parámetro es principalmente eliminado por oxidación biológica en el HFSSV.

Eliminación de nutrientes: Las eficiencias de eliminación de amonio en el HFSSV y HFSSH estuvieron en rangos entre el 54,3 al 92,8 y -23,7 al 86,0%, respectivamente. Nitrito y nitrito empezaron a generarse principalmente en el HFSSV. El comportamiento de eliminación de nitrógeno sugiere indirectamente, que la vía de eliminación microbiana (nitrificación-desnitrificación) junto a la asimilación vegetal coadyuvó en la eliminación de este contaminante. Las eficiencias de eliminación de fósforo en el HFSSV y HFSSH estuvieron entre el 15,1 y 87,1%. Mientras, los fosfatos fueron eliminados en el HFSSV y HFSSH a rangos entre el 42,3 a 99,4 y entre 15,3 a 95,6%, respectivamente. Este comportamiento demuestra la importancia de la influencia de la planta en la eliminación de este contaminante por asimilación (fosfatos) en ambos humedales.

Evaluación de la biomasa: La biomasa adherida al medio de soporte en el HFSSV y HFSSH estuvo en valores de 6,7 y 6,9 g SSV/m², respectivamente. El crecimiento vegetal en HFSSV y HFSSH obtuvo valores de altura apical de 29 y 39 cm, diámetro basal entre 1,4 y 4,9 cm y abundancia relativa entre 37,5 a 50 y entre 25 a 37,5 individuos/m² respectivamente. Aunque en el modelo HFSSV+HFSSH se reportó disminución en la abundancia relativa del 25 y 33%, respectivamente. Los individuos del HFSSV y HFSSH tuvieron un crecimiento apical de 1,3 y 1,4% y crecimiento de diámetro basal del 5,0 y 7,6%, respectivamente.

CONCLUSIONES

El sistema de humedales construidos híbrido conformado por un HFSSV+HFSSH demostró ser eficiente en la remoción de DQO (77,0 - 91,4%), amonio (93,6 al 97,0%) y fósforo (73,1 - 96,2%).

REFERENCIAS

- Almeida-Naranjo, C. E., Espinoza-Montero, P. J., Muñoz-Rodríguez, M. I., Villamar-Ayala, C.A. (2017). Hydraulic Retention Time Influence on Improving Flocculation in the Activated Sludge Processes Through Polyelectrolytes. *Water, Air, & Soil Pollution*, 228(7), 253-261.
- American Public Health Association – American Water Works Association – Water Environment Federation, APHA-AWWA-WPCF. (2005). *Standard methods for the examination of water and waste water*, 21st edn. American Public Health Association, Washington, DC, 541 pp.
- Konnerup, D., Koottatep, T., Brix, H. (2009). Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. *Ecological Engineering*, 35(2), 248-257.
- Vera, I., Jorquera, C., López, D., Vidal, G., (2016). Humedales construidos para tratamiento y reúso de aguas servidas en Chile: reflexiones. *Tecnología de Ciencias del Agua* 7, 19-35.
- Vymazal (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25(5), 478-490.

PP8. Fitorremediación de agua contaminada con arsénico y flúor utilizando *Eleocharis macrostachya* en prototipos de humedales con dos sustratos

Rodolfo Cisneros-Almazán*, Gerson A. Soto-Alonso**, N. Coral Sánchez-Martínez**, Erika García-Chávez**, Marcos Loredano-Tovías*, Luis A. Bernal-Jácome*

* 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)

Resumen

Se probó la remoción de arsénico y flúor en prototipos de humedales construidos, comparando dos tipos de sustratos: zeolita y grava, ambos utilizando *Eleocharis macrostachya* como fitorremediador. La retención de arsénico fue óptima (~97%), mientras que la retención de flúor fue menor en un ~47%, sin encontrar diferencia entre sustratos.

Palabras Clave

Remoción de arsénico y flúor, humedales artificiales, zeolita y grava, *Eleocharis macrostachya*

INTRODUCCIÓN

En México, la presencia de metales pesados en el agua se da 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), ya que estos rebasan los límites máximos permisibles establecidos por la OMS para el consumo humano de agua (0.7 y 0.010 mg/L, respectivamente).¹

Entre las soluciones para remover estos metales, se encuentra el uso de humedales artificiales, ya que presentan bajos costos de inversión, operación y mantenimiento. Asimismo, 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}

METODOLOGÍA

Prototipos

Se utilizaron seis prototipos de humedal con un largo cada uno de 95cm, ancho 75cm, alto 35cm y una pendiente 2.5%, ubicados al interior de un invernadero. Los prototipos fueron llenados con grava o zeolita, según el caso; para la zeolita la capa superior de 10 cm con granulometría de 8mm, para la segunda capa 7 cm con granulometría de 5mm, y para la tercera 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 2.54cm, para la segunda capa de 14 cm con granulometría de 1.0cm, con una porosidad del 25-40%. Cada prototipo tuvo un sistema de recirculación de agua (basado en sistema hidropónico).

Plantas

Las plantas de *E. macrostachya* se trasplantaron en los humedales, permitiéndoles estabilizarse agregando nutrientes. Se plantaron 3 plantas por humedal con una densidad de 3 plantas/m².

Determinación analítica de la concentración de arsénico y flúor

A cada humedal se le agregó concentraciones crecientes de arsénico (NaAsO_2) y flúor (NaF) por 4 semanas para una concentración final de 5mg/L con ambos elementos, con un tiempo de retención de 24h. 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.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La altura promedio inicial de *E. macrostachya* fue de 8.0cm para zeolita y 9.6cm para grava, al finalizar los 70 días se obtuvieron alturas de 49.2 y 31.96cm respectivamente, mostrando un mejor crecimiento en la zeolita.

Al finalizar los experimentos, los humedales tuvieron una retención de arsénico durante los 70 días del 97.18% en el humedal con zeolita y 96.21% en el de grava. Estos humedales 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 fueron de 0.032 y 0.067mg/L respectivamente.

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 autores⁷. 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 2.6mg/L respectivamente.

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, y tampoco se encontraron diferencias significativas entre ambos sustratos.

Por otra parte, es necesario validar la remoción de estos metales por la planta *E. macrostachya*, así como probar otras condiciones experimentales a escala piloto y real.

REFERENCIAS

- OMS (2004). Guidelines for drinking water quality recommendations. Third edition Vol.1, World Health Organization, Geneva.
- 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.
- 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.
- 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.
- Zurita F., Del Toro-Sánchez C., Gutierrez-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.
- Valles-Aragón M.C. y Alarcón-Herrera M.T. (2014). Retención de arsénico en humedales construidos con *Eleocharis macrostachya* y *Schoenoplectus americanus*. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 30 (2) 143-148.
- Ruiz C., Luque O., Rodríguez O. y 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.

PP9. Prototipo de celdas de combustible microbiana acoplada a plantas acuáticas provenientes de la Región Mixteca Poblana para la remoción de materia orgánica en ambientes eutrofizados

Fidel Aldair Cruz-Trujillo*, Emmanuel Cayetano-Hernández*, Enrique Centeno*, Obed Morales Vivaldo* y J. Roberto Zúñiga – Silva*

* Complejo Regional Mixteca, Unidad Izúcar de Matamoros, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Carretera Atlixco – Izúcar de Matamoros N° 141, Izúcar de Matamoros, Puebla, México.
(Email: fcruz6751@icloud.com).

Resumen

En este trabajo se propone el diseño de un prototipo de celda de combustible microbiana acoplada a plantas acuáticas nativas de la región mixteca, donde la finalidad es evaluar la generación de energía eléctrica mientras se lleva a cabo la depuración de las aguas con alta carga orgánica.

Palabras Clave

Tecnologías emergentes; humedales; depuración de aguas.

INTRODUCCIÓN

En la región de la Mixteca Poblana, la contaminación del agua es un factor importante que incide en la calidad de la producción agrícola y en la salud de la población, por lo que representa un área de oportunidad para la implementación de una tecnología ecológicamente sustentable para la depuración de aguas residuales y la recuperación de ambientes acuáticos contaminados, en el municipio de Izúcar de Matamoros se localiza el río Nexapa, la principal fuente de contaminación de este ecosistema es debido a las descargas de aguas municipales, lo cual ha influido sobre el aumento en la concentración de la carga orgánica ocasionando problemas de eutrofización que se traduce en disminución del oxígeno disuelto en el agua, dentro de la gama de tecnologías disponibles para el tratamiento y depuración de aguas, los humedales representan una alternativa eficiente para la degradación de contaminantes y remoción de nutrientes, los costos son relativamente bajos en términos de instalación, operación y mantenimiento. Una celda microbiana de biocombustible convierte un sustrato biodegradable directamente a electricidad. Esto se consigue cuando las bacterias, a través de su metabolismo, transfieren electrones desde un donador a un aceptor de electrones (Lu et al., 2015). En una CMB, la caracterización de microorganismos ofrece la ventaja en que pueden catalizar la oxidación de numerosos biocombustibles y pueden ser menos susceptibles a la inhibición, haciéndolos una opción popular para su uso en celdas de biocombustible (Srivastava et al., 2015).

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el diseño del prototipo, las celdas de combustible microbiano serán fabricadas en tubos cilíndricos de cloruro de polivinilo (PVC) de 13 cm de diámetro interno y 20 cm de altura. El ánodo consistirá en un disco de grafito (12.5 cm de diámetro y 1 cm de grosor) que será colocado aproximadamente entre 3 – 5 cm por encima del fondo, los tubos serán sellados por un extremo utilizando una tapa de PVC. El disco de grafito deberá ser perforado (0.5 diámetro) para permitir el paso de las raíces de las plantas que serán acopladas al sistema, las plantas usadas en este experimento fueron recolectadas en los márgenes del río Nexapa, y en la laguna de San Juan Epatlan, ambas ubicadas en el municipio de Izúcar de Matamoros, parte de la región de la mixteca poblana, se trabajó al menos con tres géneros diferentes, por el momento se cuenta plantas de *Arundo donax*, *Typha latifolia* y *Echornnia crassipes*, previo a la siembra de las plantas el disco de grafito deberá de recibir una limpieza secuencial utilizando 1 M NaOH y 1 M HCl. El fondo de la celda se rellenó con un soporte de grava (2 – 8 mm de diámetro), mientras que para el cátodo se utilizaron electrodos de grafito de 0.7 m x 0.15 m, y una resistencia de 20 Ω a la cual se acopla un multímetro y cables de cobre para permitir la cuantificación de la corriente

eléctrica a través de un multímetro, en este proyecto pensamos además en probar otro tipo de sustrato para optimizar costos de producción, por lo cual recurriremos a utilizar una capa de 2 cm de bentonita como barrera de intercambio de electrones permitiendo la separación de la zona anódica (inferior) y catódica (superior).

Para realizar el cálculo del desempeño eléctrico se llevan a cabo mediciones de voltaje en la resistencia externa conectada entre el ánodo y el cátodo y los respectivos cálculos que se derivan de ellas, mientras que los parámetros que se analizan para evaluar el comportamiento eléctrico de este tipo de dispositivos son: la densidad de potencia (DP), la eficiencia coulombica (EC) y la resistencia interna (RI) (Revelo, et al., 2013), los factores que influyen en el desempeño eléctrico de las celdas están relacionados con la arquitectura, el tipo de separador utilizado, el material de los electrodos, el tipo de sustrato y los microorganismos, por lo que diseño e implementación de esta tecnología contempla un trabajo multidisciplinario en las áreas de biotecnología, microbiología, química e ingeniería. El sistema se mantendrá funcionando en lote y se establecerán diferentes tiempos de residencia, el sistema se inoculara utilizando sedimentos y recolectados en el río, posteriormente se procederá al aislamiento y caracterización de microorganismos para determinar el papel que juegan en la remoción de materia orgánica y en la producción de energía eléctrica, además se pretende determinar el proceso de interacción entre plantas y microorganismos.

CONCLUSIONES

El diseño de este prototipo permite la evaluación de las condiciones de degradación de materia orgánica vinculado a la generación de energía eléctrica, por lo tanto es una tecnología emergente y sustentable que pudiera escalarse a nivel piloto y posteriormente a nivel de campo.

REFERENCIAS

- Lu L, Xing D, Ren ZJ. 2015. Microbial community structure accompanied with electricity production in a constructed wetland plant microbial fuel cell. *Bioresource technology*, 195, 115-121.
- Revelo DM, Hurtado NH, Ruiz JO. 2013. Celdas de Combustible Microbianas (CCMs): Un Reto para la Remoción de Materia Orgánica y la Generación de Energía Eléctrica. *Información tecnológica*, 24(6), 17 – 28.
- Srivastava P, Yadav AK, Mishra BK. 2015. The effects of microbial fuel cell integration into constructed wetland on the performance of constructed wetland. *Biores Technol.* 195, 223-230.

PP10. Remoción de lindano empleando un humedal artificial de flujo subsuperficial a escala de laboratorio

Mónica Lucía Rodríguez Estrada* y Víctor Manuel Luna Pabello*

* Grupo Académico Interdisciplinario Ambiental. Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000. Ciudad Universitaria. 04510. Ciudad de México. México
(E-mail: mlrdestrada@gmail.com, mlr_estrada@hotmail.com)

Resumen

Se evaluó la remoción del lindano en solución acuosa empleando un humedal artificial de flujo subsuperficial a escala de laboratorio, sembrado con *Sagittaria lancifolia*. El diseño experimental fue de tipo factorial 2² en bloques. El porcentaje de remoción total de 96.3%, del cual solo 2% puede atribuirse al componente vegetal.

Palabras Clave

Lindano; *Sagittaria lancifolia*; humedal escala; plaguicida organoclorado.

INTRODUCCIÓN

El lindano es un plaguicida organoclorado de “uso restringido” en México, y se encuentra dentro de la lista de compuestos orgánicos persistentes; se utiliza para proteger del gorgojo a las semillas de avena, frijol, cebada, maíz, sorgo y trigo; para el control de ácaros, piojos, moscas, mosquitos, chinches, pulgas, hormigas, cucarachas y alacranes, en bovinos, equinos, ovinos, caprinos, canídeos y conejos, de acuerdo con la Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas (CICOPLAFEST). Es tóxico para el ser humano, para algunos peces y otras especies acuáticas; y con potencial de bioacumularse en la cadena alimenticia. Se adsorbe fuertemente en suelos con alto contenido de materia orgánica (Ávalos-Gómez y Ramírez-Gutiérrez, 2003); la volatilización es una ruta importante de disipación bajo condiciones tropicales y altas temperaturas (Poggi-Varaldo et al., 2002); la vida media de su degradación ambiental varía de algunos días hasta algunos años dependiendo de del tipo de suelo y el clima. A pesar de que casi ya no es utilizado, ha sido encontrado en aire, suelo, agua y en el tejido adiposo de diferentes organismos.

Por otro lado, hay que considerar que en México el 76.3 % del agua disponible para consumo humano se usa para riego agrícola y del total de las aguas residuales municipales sólo se trata el 57 % (CONAGUA, 2016); por ello los cuerpos a donde se descarga el agua contaminada y de donde es usada como fuente de abastecimiento para consumo humano, son zonas donde la probabilidad de contaminación por COP es alta. Por lo anterior, es necesario entender cómo se comportan los plaguicidas en el ambiente para poder predecir dónde se encontrarán, así como implementar alternativas de bajo costo de operación y mantenimiento como los humedales artificiales (HA).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se evaluó un sistema tipo humedal artificial de flujo subsuperficial (HFSS) a escala de laboratorio, alimentado con agua residual sintética con lindano (100 µg/L semana). Se construyeron ocho sistemas experimentales (SE) de vidrio, operados por lotes con un tiempo de residencia hidráulica de 7 días; el material de empaque es arena sílica (1.20-2.38 mm de diámetro), sembrados con *Sagittaria lancifolia*, el tiempo de operación de los sistemas fue de 13 semanas. Los parámetros fisicoquímicos que se midieron son: temperatura, oxígeno disuelto (OD), pH, potencial redox (Eh), conductividad eléctrica (CE) y DQO, la cual no se reporta ya que la técnica presenta interferencias con compuestos organoclorados. De las muestras de agua, se realizó extracción líquido-líquido de lindano en agua; y extracción asistida con microondas, de planta (hojas, tallos y raíces); la cuantificación del plaguicida se realizó por cromatografía de gases con detector de microcaptura de electrones (CG-µECD). El análisis estadístico se hizo con el programa SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) versión

15.0. El diseño del experimento es un modelo de tipo factorial 2^2 en bloques; los factores son planta y lindano, y las semanas son los bloques. De hizo el balance de masa de lindano en el sistema, para calcular la aportación de cada componente del HFSS en la remoción de lindano.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los SE con planta, tienen más OD en el efluente que los que no la tienen. El pH de los SE con planta es más ácido que los SE sin planta y el pH disminuyó conforme transcurrió el experimento. Las raíces sirven como soporte de biopelícula y de aporte de OD, factores que favorecen la transformación de la materia orgánica que al mineralizarse, aporta CO₂ al medio, acidificándolo; las sustancias orgánicas que se generan dentro de un humedal por medio del crecimiento, muerte y ciclos de descomposición son fuentes de acidez natural; las sustancias húmicas son moléculas largas y complejas con múltiples grupos carboxilato y fenolatos (Kadlec y Wallace, 2009). La transformación de la urea y los procesos de nitrificación y desnitrificación aportan protones al medio. El sistema de planta con lindano tuvo en promedio el pH más bajo (pH= 6.87); también podría haber contribución de HCl en la disminución del pH, ya que durante la biodegradación del lindano, se generan equivalentes de este ácido e intermediarios con grupos carboxilato (Nagata et al., 2007). De manera coherente, el Eh del efluente de los SE que tienen planta es más oxidante que los que no tienen. La concentración de lindano en el efluente con planta, fue menor que los efluentes de los SE sin ella, del análisis estadístico se obtuvo que existe efecto significativo de la planta. Esto puede sugerirse por la contribución de OD al efluente por parte de las raíces, las cuales también favorecen la presencia de los microorganismos y la degradación, así como la adsorción y la absorción en las raíces y la absorción en los tallos y las hojas de las plantas. El valor más bajo de concentración de lindano en efluente fue de 3.2 µg/L en el SE con planta.

CONCLUSIONES

Los efluentes de SE con planta tuvieron más OD que los que no la tienen, y menores concentraciones de lindano. Las condiciones dentro del SE, sugerir degradación por grupos de bacterias facultativas principalmente. La remoción de lindano fue del 96.3 ± 1.6 % en los SE con planta y del 94.7 ± 1.0 % en los SE sin planta. A partir del balance de masa en el sistema, se estimó pérdida por volatilización del 0.08 y 0.07 % en SE con planta y sin planta respectivamente y una contribución en la remoción por parte de *Sagittaria lancifolia* de 1.85 %.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca de Maestría en Ingeniería; a la beca mixta para la realización de estancia en la Universidad de Antioquia, Colombia; a los proyectos FQ-734, PAPIIT-IT103312-3 y PAIP 6190-14 (VMLP 2011-2012)

REFERENCIAS

- Ávalos-Gómez M. y J. Ramírez-Gutiérrez, 2003. La situación del lindano en México. *Gaceta Ecológica* 069 (93-100), Instituto Nacional de Ecología.
- CONAGUA, 2016. Estadísticas del Agua en México. SEMARNAT, México.
- Kadlec R.H. y S. Wallace, 2009. *Treatment wetlands*. 2a edición. CRC Press, Boca Raton.
- Nagata Y., Endo R., Michihiro I., Ohtsubo Y. y M. Tsuda, 2007. Aerobic degradation of lindane (γ -hexachlorocyclohexane) in bacteria and its biochemical and molecular basis. *Appl. Microbiol Biotechnol* 76 (741-752).
- Poggi-Varaldo H.M., Rinderknecht-Seijas N. y S. Caffarel-Méndez, 2002. Irreversibilidad en el comportamiento adsorptivo-desorptivo de contaminantes en suelos y sedimentos: evaluación cuantitativa por medio de un coeficiente de histéresis diferencial. *Interciencia* 27(180-185).

PP11. Cinética de remoción y capacidad de fitoabsorción de Cr (III) en solución acuosa para las macrófitas flotantes *Wolffia brasiliensis*, *Azolla sp.*, *Salvinia auriculata* y *Spirodela sp.*

Tomás López Arias*, Deidamia Franco de Diana*, Leónida Medina **, César Benítez*, Verónica Villagra Carrón, Shaun McGahan*, Giselle Duré*, Guillermo Kurita* y Cynthia Blanco**

*Universidad Nacional de Asunción. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Departamento de Biotecnología. Laboratorio de Biotecnología Ambiental
(E-mail: tlopez@facen.una.py)

** Instituto Nacional de Tecnología, Normalización y Metrología. Laboratorio de Efluentes
(E-mail: leonidamedina@gmail.com)

Resumen

Se evaluó la capacidad de remoción y fitoabsorción de cromo (III) para cuatro especies de macrófitas flotantes *Wolffia brasiliensis*, *Azolla sp.*, *Salvinia auriculata* y *Spirodela sp.* Los ensayos se realizaron a escala laboratorio, presentando similar comportamiento cinético pero mayor capacidad de fitoabsorción para la especie *Spirodela sp.*

Palabras Clave

Fitorremediación, metales pesados, plantas acuáticas.

INTRODUCCIÓN

Las macrófitas flotantes comprenden un amplio y variado grupo de plantas, entre las que se destacan *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia sp.*, y algunas especies de lentejas de agua. Las macrófitas tienen un enorme potencial para acumular metales pesados de los ambientes líquidos y se han utilizado para su remoción (Singh, G., & Sinha, A., 2011). El objetivo del presente trabajo fue determinar la capacidad de remoción de cromo (III) en solución acuosa para cuatro macrófitas flotantes a escala laboratorio. Para el efecto se estudiaron la cinética de remoción y la capacidad de absorción para las especies *Wolffia brasiliensis sp.*, *Azolla sp.*, *S. auriculata* y *Spirodela sp.*

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo fue realizado en un invernadero a escala laboratorio. Los ensayos se desarrollaron durante 50 a 70 horas, empleando recipientes con 500 ml de soluciones de cromo (III) de concentraciones 2, 5, 10, 20 y 40 mg/L y cinco réplicas por tratamiento. Como controles de los experimentos para cada especie se mantuvo una solución sin planta y otra sin sal de cromo. Durante el experimento fueron monitoreados la temperatura y el pH, también la apariencia de cada planta para observar signos de toxicidad. Se colectaron muestras en seis tiempos y se calculó la cinética de remoción. La determinación y cuantificación de cromo III en los órganos vegetales se realizó al final del periodo mediante lectura por espectrofotometría de absorción atómica. Las muestras de soluciones acuosas fueron filtradas, acidificadas y leídas directamente en el equipo. Para la determinación del metal en biomasa, esta fue filtrada, lavada, secada en estufa a 65 °C y triturada. Para la lectura se realizó una digestión ácida convencional utilizando ácido nítrico y ácido perclórico. Para la extracción y cuantificación del cromo en ambas matrices se siguió metodologías estandarizadas (APHA, 2012).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el desarrollo de los experimentos la temperatura promedio del invernadero resultó 27°C y el pH se mantuvo en el rango de 5 a 6 UpH. En la figura 1 se puede observar la cinética de remoción de cromo III en solución para las cuatro especies de plantas estudiadas. Las plantas presentaron un comportamiento cinético similar. En todos los casos el mayor grado de remoción del cromo se produce dentro de las 24 horas de los experimentos. Los ejemplares no mostraron signo de toxicidad por lo que este

decaimiento en la remoción podría deberse a la saturación del mecanismo de absorción del metal y no por la inhibición de la planta debido a algún síntoma de toxicidad. Una posible explicación observada para la mayor capacidad de absorción de *Spirodela sp.* es su reducido tamaño en comparación de las otras especies, proporcionando mayor área de contacto con la solución por cada individuo, de esta manera la suma de cada individuo mejora la absorción en comparación a un solo individuo tal como fue observada con las otras especies.

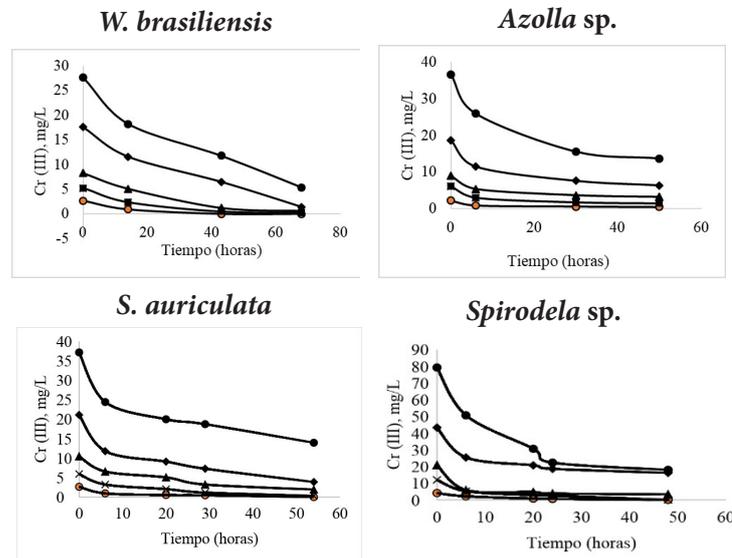


Figura 1. Cinética de remoción de cromo (III) en solución. (a) *W. brasiliensis*. (b) *Azolla sp.* (c) *S. auriculata* (d) *Spirodela sp.*

En la tabla 1 se muestran el cromo absorbido para cada una de las plantas. Destaca la capacidad de *Spirodela sp.* de acumular cromo III en sus tejidos, principalmente para las concentraciones más bajas estudiadas de 2 y 20 mg/L.

Tabla 1. Fitoabsorción de Cr III en las diferentes plantas estudiadas expresadas en peso seco.

Concentración Cr en solución ((mg/L)	2	20	40
Planta	mg Cr (III)/g		
<i>W. brasiliensis</i>	0,00053	0,00058	6,237
<i>Azolla sp.</i>	0,00035	0,0078	15,610
<i>S. auriculata</i>	0,00072	0,00524	15,610
<i>Spirodela sp.</i>	1,31618	12,86024	26,660

CONCLUSIONES

Se determinó que la remoción de Cromo III se producía principalmente durante las primeras horas de exposición. Todas las plantas estudiadas presentaron un comportamiento cinético similar, no obstante *Spirodela sp.* fue la especie con mayor capacidad de absorción para el metal en todas las concentraciones estudiadas.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la financiación del proyecto 14-INV-061 “Fitorremediación de cromo en efluentes de curtiembres evaluadas mediante ensayos de toxicidad y genotoxicidad”.

REFERENCIAS

- Singh, G., & Sinha, A. (2011). Phytoremediation of chromium (VI)-laden waste by *Eichhornia crassipes*. International Journal of Environmental Technology, 14. Retrieved September 6, 2012, from <http://inderscience.metapress.com/index/B076581M20525277.pdf>.
- APHA (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc., NY, 1360 p.

PP12. Sistema de tratamiento de agua mediante humedales subsuperficiales, para reúso en áreas verdes

Ulises Sánchez *, Esneider Sánchez** y Gina Tito**

* **Escuela Profesional Ingeniería Ambiental, Universidad Peruana Unión, Carretera central Km. 19 Ñaña, Lurigancho, Lima 15, Perú

(E-mail: reydisanchez@upeu.edu.pe; ritersanchez@upeu.edu.pe; gina@upeu.edu.pe)

Resumen

El propósito del estudio fue evaluar el funcionamiento del sistema piloto de tratamiento de agua para reúso en áreas verdes mediante humedales subsuperficiales con *Cyperus alternifolius* en la Universidad Peruana Unión. Este sistema se construyó en un área de 250 m². Las unidades de pre-tratamiento fue una cámara de rejillas y un desarenador, se instaló un biodigestor de 600 L. y en forma paralela un humedal vertical y el otro horizontal. Se utilizó *Cyperus alternifolius*. El caudal tratado fue de 6 m³ al día. La eficiencia de remoción del DBO₅ fue de 79%; y de SST 66% para el humedal vertical. Un 77% en DBO₅ y de SST 77.6% en el humedal horizontal. Los coliformes termotolerantes fue de 96.6% y 98% respectivamente. Se concluye que el sistema de humedal vertical fue el más eficiente en el tratamiento del agua para reúso en áreas verdes.

Palabras Clave

Humedales subsuperficiales; aguas residuales, parámetros microbiológicos; parámetros fisicoquímicos; áreas verdes.

INTRODUCCIÓN

Los recursos hídricos y los ecosistemas están siendo impactados por el ser humano debido a la contaminación, alterando así las fuentes naturales de agua y vertiendo aguas con sustancias extrañas y nocivas para la vida (UNESCO, 2003). Las aguas residuales utilizadas en la agricultura sin las medidas de seguridad, puede perjudicar la salud de los consumidores de los alimentos y trabajadores, debido a que los contaminantes químicos y microbiológicos pueden acumularse en los cultivos, los productos animales, el suelo y el agua (WWAP, 2017). La necesidad de agua en regiones áridas o de escasez, ha ocasionado el uso directo e indirecto de aguas residuales, especialmente la agricultura que es el sector que utiliza 70% de agua y es productora de aguas residuales con contaminantes orgánicos e inorgánicos (FAO, 2017). Sin embargo las alternativas de tratamiento han obligado a buscar diferentes alternativas desde los métodos convencionales y naturales. Las tecnologías sostenibles para tratar las aguas se fundamentan en procesos naturales de depuración removiendo los contaminantes, usando vegetación acuática, el suelo y microorganismos (Morato, Subirana, Griss, Carneiro, & Pastor, 2006). Entre tales sistemas se incluyen lagunas de oxidación, macrófitas flotantes, enraizadas y humedales construidos (Redd, 1995). Los humedales construidos son sistemas de ingeniería diseñados e implementados para embalsar agua en diferentes condiciones operativas, los procesos de descontaminación son ejecutados simultáneamente por componentes físicos, químicos y biológicos (García J. y Corzo A., 2008). Estos procesos de descontaminación ocurren mediante las interacciones entre el agua, el sustrato, los sólidos, los microorganismos, la vegetación e incluso la fauna. En la actualidad la aplicación de éstos sistemas se ha ampliado considerablemente para purificar efluentes agrícolas, efluentes industriales, drenaje de la mina, los lixiviados de vertedero, río contaminado y las aguas del lago, y la escorrentía urbana y carretera, así mismo se ha desarrollado en diversas condiciones climáticas de todo el mundo (Wu, y otros, 2014).

El propósito del estudio fue evaluar el funcionamiento del sistema piloto de tratamiento de agua para reúso en áreas verdes mediante humedales subsuperficiales con *Cyperus alternifolius* en el campus de la Universidad Peruana Unión.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio

Los humedales fueron instalados en la localidad de Ñaña, Cono este de Lima, distrito de Lurigancho, Chosica a 580 msnm. A una latitud 0299741 S, UTM 86 72 262.

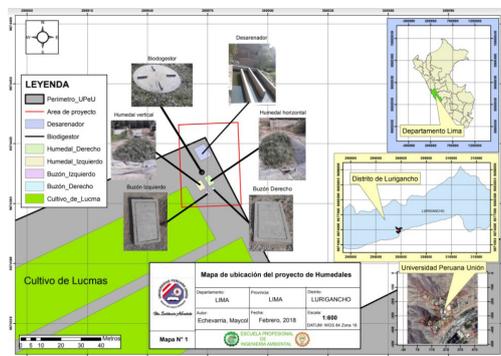


Figura 1. Zona de Estudio

Diagnóstico del manejo del agua en áreas verdes

El campus universitario tiene 33.74 de m² de áreas verdes por persona, para su mantenimiento se utiliza agua de canales de riego, administrada por la Junta de Usuarios del Sector Hidráulico Rímac del Ministerio de Agricultura y riego, determinando el consumo anual de agua es de 252 720 m³, equivalente a un consumo de 702 m³/día. Estas aguas contienen residuos sólidos, microorganismos, grasas, materia orgánica y sólidos que ponen en riesgo la salud de los agricultores, consumidores de hortalizas y usuarios de áreas verdes.

Descripción de los sistemas de humedales subsuperficiales

Los humedales fueron construidos en el año 2016 en un área de 250 m² paralelo al canal de riego, para abastecer de agua al sistema. Las unidades de pre-tratamiento fue una cámara de rejillas y un desarenador, para el tratamiento primario se instaló un biodigestor de 600 L. y el tratamiento secundario se construyeron dos humedales paralelos: humedal vertical de 4.30 m y 2.64 m de ancho; llenado con arena gruesa de 3mm hasta 80 cm de profundidad y el humedal horizontal de 5.30 m. de largo y 3.84 m. de ancho, llenado con grava de 10 mm hasta 60 cm de profundidad. La macrófita utilizada fue *Cyperus alternifolius*. Estas fueron recolectadas en el campus universitario, propagado por esqueje y plantados en maceteros temporales, luego se trasplantaron 45 plántones en el humedal vertical y 48 en el horizontal, mostrados en figura 2. El caudal tratado fue de 6 m³ al día. El sistema inicio el proceso de tratamiento el 05 de enero del año 2017, operando sin ningún problema hasta la fecha.

Muestreo y análisis del agua

Se caracterizó el agua que ingresaba al sistema y a la salida de cada humedal, las muestras puntuales fueron recolectadas dos veces al mes, para luego ser analizadas. Los parámetros fisicoquímicos: pH, CE, temperatura, DBO₅, sólidos suspendidos totales. Parámetros microbiológicos: Coliformes termotolerantes, E. coli.

Muestreo y análisis del agua

Se caracterizó el agua que ingresaba al sistema y a la salida de cada humedal, las muestras puntuales

fueron recolectadas dos veces al mes, para luego ser analizadas. Los parámetros fisicoquímicos: pH, CE, temperatura, DBO₅, sólidos suspendidos totales. Parámetros microbiológicos: Coliformes termotolerantes, E. coli.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La eficiencia de remoción del DBO₅ fue de 79% para el humedal vertical y un 77% en el humedal horizontal. Para el parámetro de sólidos suspendidos totales fue 66% en el humedal vertical y 77.6% en el humedal horizontal. Para los coliformes termotolerantes fue de 96.6% en el vertical y 98% en el horizontal. El DBO₅ es removido en los primeros metros del humedal, sin embargo, la remoción continua gracias a los microorganismos mediante los procesos aerobios y anaerobios (Sanabria, 2009). Con referencia a los coliformes termotolerantes estos son removidos gracias al tiempo de retención y por los procesos de adsorción, sedimentación y filtración (Von Münch, 2009).

Tabla 1. Características del agua de riego sin tratamiento

Parámetros	n	Media	Mínimo	Máximo	Varianza	SD	Coef. Var.
pH	11	7.17	6.81	7.6	0.078	0.2794	3.89692
SST mg/L	11	91.8909	31.90000	162.0000	1403.359	37.46143	40.76729
DBO ₅ mg/L	11	6.63636	4.60000	9.0000	3.077	1.75401	26.43026
CE S/m ³	11	0.62000	0.43000	1.0200	0.022	0.14683	23.68278
Turbidez UNT	11	56.90909	33.00000	82.0000	235.091	15.33267	26.94240



Figura 2. (a) Humedal vertical



(b) Humedal horizontal

CONCLUSIONES

Se concluye que el sistema de humedal vertical fue el más eficiente en el tratamiento del agua para reúso en áreas verdes. El agua presenta alta contaminación de microorganismos, por esa razón debe ser tratada para el reúso en áreas verdes, para proteger la salud de los usuarios del agua y otros actores involucrados.

REFERENCIAS

- FAO. (2017). Reutilización de aguas residuales urbanas puede favorecer a la agricultura y disminuir presión sobre los recursos naturales. Chile.
- García J. y Corzo A. (2008). Guía Práctica de diseños y construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficiales. Catalunya, Barcelona, España.
- Morato, J., Subirana, A., Griss, A., Carneiro, A., & Pastor, R. (2006). Tecnologías sostenibles para potabilización y tratamiento de aguas residuales. *Revista lasallista de investigación*.
- Sanabria, O. (2009). Humedales artificiales de alta tasa. EIA, 54-59.

- UNESCO. (2003). *Agua para todos, agua para la vida*. París .
- Von Münch, E. (2009). *Humedales artificiales para el tratamiento de aguas grises y aguas residuales domésticas en países en desarrollo*.
Obtenido de Ecosan: <http://www.rotaria.net/peru3/rotaria/files/Manual%20Humedal.pdf>
- Wu, H., Zhang, J., Hao Ngo, H., Guo, W., Hu, Z., S., L., . . . Liu, H. (2014). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater: Design and operation. *Biosource Technology*, 594-601.
- WWAP. (2017). *Aguas residuales, el recurso desaprovechado*.
- .

PP13. Constructed wetlands planted with willow for domestic wastewater treatment under cold climate

Zhanna Grebenshchykova *, Jacques Brisson *, Florent Chazarenc **, and Yves Comeau***

* Department of Biological Sciences, University of Montreal, IRBV, 4101 Sherbrooke E., Montreal, H1X 2B2, Canada, NSERC/Hydro-Québec Industrial Research Chair in Phytotechnology
(E-mail: zh.grebenshchykova@gmail.com, jacques.brisson@umontreal.ca)

** Irstea – UR REVERSAAL, 5 rue de la Doua, CS 20244, F-69625 Villeurbanne Cedex, France
(E-mail: florent.chazarenc@irstea.fr)

*** Department of Civil, Geologic and Mine Engineering, Polytechnique Montreal, 2900 Édouard-Montpetit, Montreal, H3T 1J4, Canada
(E-mail: yves.comeau@polymtl.ca)

Abstract

Water treatment in four vertical-flow pilot-scale units treating domestic wastewater from a village of southern Quebec were monitored during one year. Pollutant removal was high irrespective of organic loading rates or winter mode operations. Our results suggest that VFTW using willows can be applied under harsh winter conditions.

Keywords

Vertical flow treatment wetlands, willow, Salix, winter treatment

INTRODUCTION

Treatment wetlands (TWs) represent an alternative popular extensive process to treat municipal wastewater in small communities. One of the most widespread TWs in Europe is the French vertical unsaturated flow (VF) planted with *Phragmites australis* subsp. *australis* with more than 4000 systems in operation. This type of design naturally allows the good oxygen transfer needed for a treatment to the deep layers. Despite its good treatment performances this system has never been developed in North America mostly because the operation in winter is difficult in very cold temperature and because *Phragmites australis* subsp. *australis* is considered as invasive species (Kadlec and Wallace, 2009). The aim of this study was (i) to evaluate the performances of willows (*Salix miyabeana* SX67) instead of *Phragmites australis* into the VF system (ii) to develop an operating mode adapted to harsh winter conditions by using saturated flow coupled with forced aeration (iii) to compare percolated and saturated flow mode during the winter.

MATERIAL AND METHODS

Four pilot-scale units of single stage VF TW were implemented inside the wastewater treatment plant of the village of Saint-Roch-de-l'Achigan (5000 hab.) in Quebec, Canada. Each unit having surface of 12.5 m² (4.5 m x 2.5 m) contains 1.2 m of different types of media (Fig. 1) and was planted using 45 plants of willow (*Salix miyabeana* SX67). A soil moisture and temperature sensors were installed in different layers of each unit of TW (Fig.1). A weather station was implemented near the TW system. The filters were fed with primary settled domestic wastewater effluent from July 2016 to September 2017. Two organic loadings, representing 5 and 10 m²/PE were tested. The saturated operation mode including forced aeration was applied for two filters during four months of winter.

Inflow and outflow samples were collected twice a month. Monitoring included the following pollutants: COD, TSS, TKN, NH₄, NO₃, TP and PO₄, according to Standard Methods (APHA, 1998). Furthermore, some others physico-chemical analyses were made (turbidity, pH, electro-conductivity, calcium, magnesium, potassium, sodium, chloride, sulfate). Plant morphological traits development (stem length, nitrogen foliar content, phosphorus foliar content) was also measured.

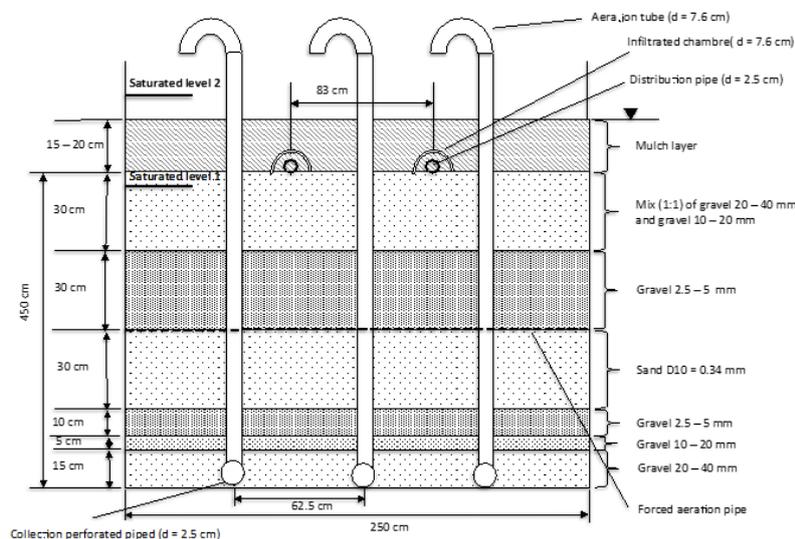


Figure 1. Cross-section of the VF TW, with the detailed granular size of each filtration layer

RESULTS

The main results from August 2016 to August 2017 showed: (i) COD removal was from 76% to 97%. TSS removal was from 49% to 99%. COD and TSS removal efficiency was not affected by the concentration variations of primary effluent. (ii) Phosphorus removal was from 24% to 98% with reduction of efficiency during the experiment. (iii) Nitrogen removal (TKN) was from 72% to 98%. (iv) Winter operational modes had not no significant effect on COD, TSS, phosphorus and nitrogen removal efficiency. (v) There was no plant mortality during the experiment, and plant growth was high in all treatments.

DISCUSSION

The species of willow we used survived well and represented an acceptable alternative to Phragmites in vertical flow systems. Efficiency in both summer and winter was acceptable in all treatments, and there was no difference between winter operation modes. Under this circumstance, the unsaturated, vertical flow TW would be favored since it does not require energy compared to the saturated mode with forced aeration. Our results suggest that vertical flow sub-surface treatment wetlands using willows can be applied under climatic zones with very cold winters.

REFERENCES

- ALPHA, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, twentieth ed. American Public Health Association, Washington, DC, USA.
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D. (2009) Treatment Wetlands. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL.

PP14. Eficiencia técnica y aceptación social de un sistema de tratamiento con humedales artificiales en un área verde pública

Alexandra García*, Rosa Miglio*, Rossana Poblet** y Eva Nencova***

* Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad Nacional Agraria La Molina, Av. La Molina s/n, La Molina, Lima, Perú
(E-mail: alexandragarcia.r9@gmail.com; rmiglio@lamolina.edu.pe)

** Proyecto piloto LiWa, Estrategia de Infraestructura Ecológica de Lima-LEIS
(E-mail: rossana.poblet@gmail.com)

***Dipl.-Ing. Landscape and Open Space Planning and Design, Studio Urban Landscapes, Cape Town, South Africa
(E-mail: ea.nencova@gmail.com)

Resumen

Se evalúa eficiencia técnica y aceptación del tratamiento con un humedal artificial integrado en un parque público y utilizado para el riego de áreas verdes; el sistema redujo la carga orgánica y patógenos, y su operación y mantenimiento ha sido asumida por los pobladores quienes reconocen su valor ambiental y paisajístico y su contribución a la mejora del entorno.

Palabras Clave

Humedal artificial; tratamiento de aguas; reúso; áreas verdes.

INTRODUCCIÓN

Los humedales artificiales son tecnologías de tratamiento natural que tratan de manera eficiente diferentes tipos de agua contaminada (Dotro et al, 2017). Desempeñan un papel importante en la descentralización de sistemas de tratamiento de aguas residuales, debido a su fácil aplicación, óptimo costo, uso eficaz y bajas exigencias operativas (Hoffmann et al, 2011). Esta tecnología sirve también para incorporarse en los entornos urbanos y rurales y proveer aguas para el riego de áreas verdes. En la agrupación familiar La Florida II - Chuquitanta, Lima-Perú, se construyó el Parque-Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “Parque de los niños” gracias a la iniciativa del proyecto LiWa1. Se instaló dentro del parque, una planta de tratamiento ecológica para mejorar las aguas contaminadas del Canal San José y proveer de agua apta para el riego de áreas verdes públicas. El sistema estuvo compuesto por un sedimentador, un humedal artificial de flujo vertical y un reservorio de agua tratada. Este trabajo evaluó la eficiencia técnica del sistema, la aceptación de la población e integración del humedal en el entorno.

Lima Water (LiWa): proyecto financiado por el Ministerio Federal de Educación e Investigación de Alemania (BMBF) para evaluar la gestión sostenible del agua y las aguas residuales en centros urbanos en crecimiento afrontando el cambio climático – fue enfocado en Lima Metropolitana (Perú).

MATERIALES Y METODOS

Descripción del sistema

El sistema de tratamiento es alimentado con aguas del canal San José, que forma parte del sistema de canales de Chuquitanta, todos ellos conducen aguas contaminadas provenientes del río Chillón. El agua se capta mediante un by-pass y rejilla y se conduce a una cámara de sedimentación, una vez clarificada pasa a una segunda cámara desde donde se bombea por pulsos a un humedal artificial de flujo vertical; el sistema produce 6 m³/día mediante un sistema automatizado. El parque ocupa un área de 598.2 m² y el sistema de tratamiento 58 m².

Evaluación Técnica y social del sistema

El sistema de tratamiento se evaluó durante 2 meses y se midieron los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica, sólidos suspendidos y sedimentables, DBO5, coliformes fecales y parásitos. La evaluación social se realizó mediante encuestas y el registro de datos de la gestión municipal, participación ciudadana y percepción de cambios en el entorno.

RESULTADOS Y DISCUSION

Evaluación Técnica

- Los resultados de los parámetros medidos en el agua antes y después del tratamiento señalan:
- La conductividad eléctrica, incrementa su valor al pasar por el sistema, con un promedio de 656.25 uS/cm antes del tratamiento y de 961.75 uS/cm en el efluente del sistema.
- La turbidez se reduce hasta un 99% con valores de ingreso mayores a 1000 NTU y salida promedio con 0.64 NTU.
- La DBO5 se reduce en un 79%, ingresa con un promedio de 9.68 mg/L y sale con 2.08 mg/L.
- Los coliformes fecales se reducen en promedio 85.2%, con valores de ingreso mayores a 104 UFC/100ml y salida de 1.5×10^3 UFC/100ml.
- La evaluación de la cantidad de parásitos presentes en el agua muestra como resultado la reducción del 100% de huevos de helminto presentes en los 4 muestreos realizados.

Evaluación Social

La comunidad La Florida II solicitó al proyecto LiWa la construcción del parque y fue parte activa en las fases de conceptualización, diseño, construcción e implementación del parque y en las actividades de limpieza y mantenimiento de las áreas verdes. Es además responsable del pago a la Junta de regantes de Chuquitanta como usuarios por el uso de agua que ingresa al parque. Como parte del proceso de sensibilización y capacitación realizado durante el proyecto, representantes de la Junta Directiva y de la Municipalidad de San Martín de Porres fueron capacitados para el futuro mantenimiento de la planta de tratamiento. Actualmente uno de los vecinos capacitados ha sido contratado por la Municipalidad como responsable del manejo del sistema y mantenimiento del parque, de esta manera los pobladores siguen siendo los principales responsables de su funcionamiento.

En base a encuestas realizadas, la población beneficiaria percibe cambios positivos que incluyen: mejora ambiental y paisajística de la zona, disminución de olores y del riesgo de afecciones a la piel debido al contacto con agua contaminada. En cuanto a aspectos negativos, la población ha manifestado la presencia de roedores y aumento de insectos dentro del humedal, sin embargo, ha identificado el proyecto como una alternativa eficiente al problema de escases de agua para riego de áreas verdes.

CONCLUSIONES

El monitoreo de la calidad de agua muestra una significativa reducción en los agentes contaminantes reduciendo impactos ambientales negativos y riesgos a la salud de los pobladores. La población beneficiaria del proyecto identifica el sistema instalado como una alternativa viable para su problema de escasez de agua, y manifiesta estar de acuerdo en participar de los procesos de mantenimiento, involucrándose activamente en la aceptación del sistema instalado.

REFERENCIAS

- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., Von Sperling, M., 2017. Treatment wetlands. In Biological wastewater treatment serie, vol 7. IWA Task Group on Mainstreaming the Use of Treatment Wetlands
- Hoffmann, H., Platzer, C., Winker, M., Von Muench, E., 2011. Revisión Técnica de Humedales Artificialesde flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas grises y aguas domésticas. Agencia de Cooperación Internacional de Alemania, GIZ- Programa de Saneamiento Sostenible ECOSAN

PP15. Tolerancia de la especie *Schoenoplectus americanus* (Totora) para el tratamiento de aguas residuales en Haparquilla, Cusco, Perú

Rosario Pastor*, Aydee Joachin**, Diego Suero *** y Jordi Morató *

* UNESCO Chair on Sustainability, Universitat Politècnica de Catalunya, UPC
(E-mail: rosario.pastor@upc.edu)

** Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco UNSAAC

*** Universidad Nacional Agraria de la Molina UNALM

Resumen

Las plantas acuáticas (macrófitos) en los humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales permiten la estabilización de superficie de los lechos de tratamiento, transportan oxígeno a las raíces, favorecen el crecimiento bacteriano en sus raíces y protegen la superficie de las heladas durante el invierno. Considerando la función de los macrófitos, el presente trabajo prevé i) identificación de plantas alto andinas para el tratamiento de aguas residuales para zonas de más de 3.000 msnm, ii) ensayo de tolerancia de la Totora (*Schoenoplectus americanus*) para el tratamiento de aguas residuales y iii) valorar la *Schoenoplectus americanus* para crear un entorno agradable y de integración en el paisaje en la escuela de Haparquilla. El trabajo se ha realizado de forma coordinada con el personal técnico de la municipalidad de Anta y las universidades del Cusco (UNSAAC), Lima (UNALM) y Barcelona (UPC).

Palabras clave

Plantas alto andinas; tratamiento aguas residuales; macrófitos

INTRODUCCIÓN

Schoenoplectus americanus, es una especie perenne frecuente en los humedales de Haparquilla ubicada a 3.329 msnm, con valores de precipitaciones máxima 269 mm y mínima 72 mm y temperatura máxima 21.5°C y mínima -3.9°C. *Schoenoplectus americanus* pertenece a la familia Cyperaceae, posee un rizoma con escamas, del cual se desprenden múltiples tallos verdes. Los tallos pueden llegar a medir hasta 1.5 m.

MATERIALES Y METODOLOGÍA

Para evaluar la tolerancia de la especie *Schoenoplectus americanus* se han realizado ensayos con riego de cuatro tipos de agua: Agua residual sin tratamiento, efluente digestor, efluente humedal construido y agua limpia. A continuación se indican las fases:

Fase de preparación de la muestra

- Recolección de *Schoenoplectus americanus*
- Identificación de la especie
- Aclimatación de la especie

Fase experimental

- Diseño aleatorizado de plantación de *Schoenoplectus americanus* en 8 macetas con las especies aclimatadas en el laboratorio
- Sustrato: confitillo
- Número de riegos aplicados a las especies: 12 campañas.
- Dosis de irrigación: 100 mL / riego
- Días de toma de muestra lunes, miércoles, viernes; durante cuatro semanas
- Hora de toma de muestra 11 a.m

Fase de tratamiento estadístico de los datos

Tabla 1. Programación de la fase experimental

		1ª semana	2ª semana	3ª semana	4ª semana	
Muestra		Análisis	Análisis	Análisis	Análisis	
	AR1	DF_{ar1}	DF_{ar1}	DF_{ar1}	DF_{ar1}	DR_{ar1}
AR.	AR2	DF_{ar2}	DF_{ar2}	DF_{ar2}	DF_{ar2}	DR_{ar1}
	ED1	DF_{ed1}	DF_{ed1}	DF_{ed1}	DF_{ed1}	DR_{ed1}
E.D.	ED2	DF_{ed2}	DF_{ed2}	DF_{ed2}	DF_{ed2}	DR_{ed2}
	EHC1	DF_{ecw1}	DF_{ecw1}	DF_{ecw1}	DF_{ecw1}	DR_{ecw1}
E.H.C	EHC2	DF_{ecw2}	DF_{ecw2}	DF_{ecw2}	DF_{ecw2}	DR_{ecw2}
	AL1	DF_{al1}	DF_{al1}	DF_{al1}	DF_{al1}	DR_{al1}
A.L.	AL2	DF_{al2}	DF_{al2}	DF_{al2}	DF_{al2}	DR_{al2}

A.R.: Agua residual sin tratamiento, E.D.: Efluente Digestor Anaerobio, E.H.C.: Efluente Humedal Construido, A.L.: Agua Limpia

Tabla 2. Análisis del desarrollo foliar y radicular de la especies

	Desarrollo Foliar (DF)	Desarrollo Radicular (DR)
Muestra	Descripción de las hojas y tallos, tamaño tallo, diametro tallo, vigorosidad, color	Descripción de la raíz, color y tamaño

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se ha identificado y adaptado la especie *Schoenoplectus americanus*

Se ha realizado el ensayo de la tolerancia de la S.A a diferentes concentraciones de agua residual de la escuela de Haparquilla: Agua residual sin tratamiento, efluente del digestor, efluente del humedal y agua limpia

Se ha promovido el desarrollo de trabajos de investigación a estudiantes de la UNSAAC y la UNALM en temas relacionados al tratamiento de aguas residuales en zonas alto andinas.

AGRADECIMIENTO

A la Diputación de Barcelona por la subvención del proyecto: “Fortalecimiento de capacidades técnicas locales para la mejora del servicio de agua y saneamiento en Izcuchaca, Perú.

REFERENCIAS

- Brix, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water science and technology*, 25 (5), 11-17.
- Leon, B., Young, K.R. 1996. Aquatic plants of Peru: diversity, distribution and conservation. *Biodiversity & Conservation*, 5:1169.
- Banack, S.A., Rondón, X. J., Díaz, W. 2004. *Indigenous cultivation and conservation of Totorá (Schoenoplectus Californicus, cyperaceae) in Peru*. Economic Botany.1(58) 11-20
- Lovera, D., Quipuzco L., Laureano, G., Becerra, C., Valencia N. D., 2006. Adaptation of a waste water treatment system in the urban community of Lacabamba, Ancash region, Peru, using the artificial. *Instituto de Investigaciones FIGMMG*, 18(9), 32-43 .

PP16. Can earthworms increase wastewater treatment in constructed wetlands?

Alexandre A. Atalla*, Milina de Oliveira*, Priscila S. Cavalheri*, Fernando J. C. Magalhães Filho*

* Department of Sanitary and Environmental Engineering, Dom Bosco Catholic University, Campo Grande, Brazil
(E-mail: aleatalla@gmail.com; milinaoliveira@gmail.com; fernando@ucdb.br; priscilasabioni@hotmail.com)

Abstract

This study evaluated two constructed wetlands (cws) with a vertical subsurface flow bed planted with *Heliconia rostrata*, one with earthworms. Organic matter and solid presence showed less removal rates in cws with earthworms. Nitrogen and turbidity showed representative removal rates decay in both cws. Earthworms can't increase wastewater treatment in cws.

Keywords

Treatment wetlands; clogging; hydraulic conductivity.

INTRODUCTION

Treatment wetlands are engineered systems designed to optimize a natural environment process and considered environmentally friendly and sustainable options for wastewater treatment (Dotro et al., 2017). There are many treatment wetland configuration types, including vertical subsurface flow beds (VF-CW). Despite their advantages, high removal of organic matter and good nitrification (Saeed & Sun, 2012), clogging is a concern (Knowles et al. 2011). In this sense, vermifiltration has been described as a viable alternative for treated domestic wastewater in small clusters with good applicability in developing countries and in remote locations (Lourenço & Nunes, 2017). Medok & Choudhary (2017) studied the presence of earthworms in the vermifilter bed, to avoid clogging, where good removal rates for pollutional parameters like BOD (86.91%), COD (83.29%) and TDS from the wastewater was shown. However, Wu et al., (2011) obtained better results with a VF-CW system planted with willow (*Salix babylonica*) to treat household domestic wastewater without earthworms, with high overall removal efficiencies for BOD, TSS, NH_4^+ , and TP: 96.0%, 97.0%, 88.4% and 87.8%, respectively. This study aims to evaluate the treatment efficiency in a VF-CW with earthworms inside the filter media.

MATERIALS AND METHODS

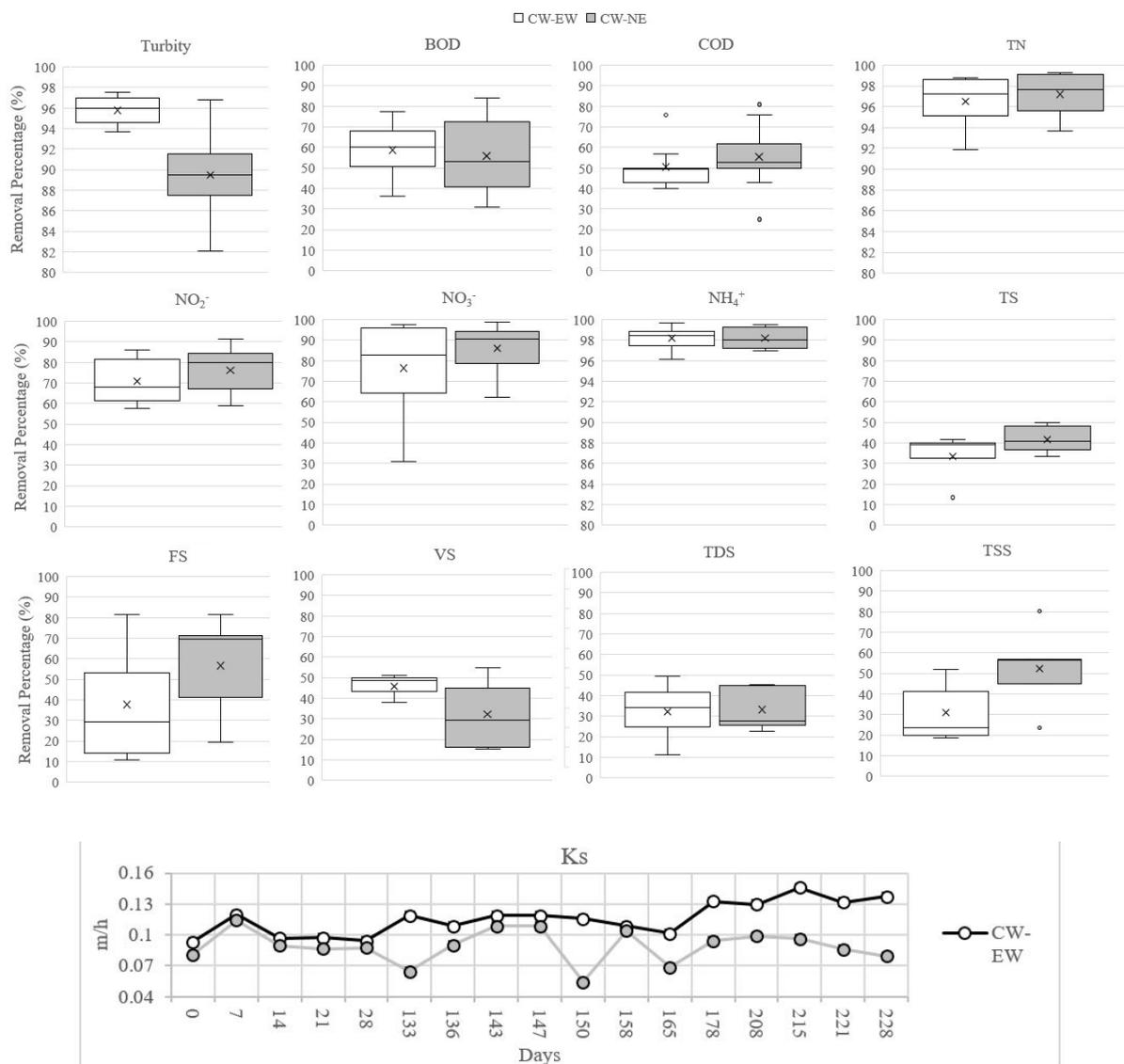
The system is located at the Technology and Agribusiness Analysis Centre (CeTeAgro) located in Campo Grande, Brazil, which generates 38.4 m³ of domestic sewage daily. The study was conducted in an outdoor bench scale system and consists of two Constructed Wetlands with vertical subsurface flow beds (VF-CW) operating since 2015, both planted with *Heliconia rostrata*, receiving a hydraulic loading rate of 200 mm.day⁻¹ from a Septic Tank Effluent (STE). The VF-CW had the following dimensions: 0.90 m height, 0.30 m diameter (surface area), using sand as filter media (60 cm high); 5 cm of medium gravel (32-25 mm) at the lower bottom; 5 cm of fine gravel (4,8-9,5 mm) at the upper bottom and over the filter media. One of the VF-CWs (CW-EW) received 300g of earthworms (*Eisenia fetida*). For comparison, the second VF-CW (CW-NE) had no earthworms inside the filter media. The parameters were analyzed for six months and are in accordance with the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

RESULTS AND DISCUSSION

Organic Matter (COD, BOD) and solid presence (TS, FS, VS, TDS, TSS) has shown less removal rates in the CW-EW than in the CW-NE. Compared to Medok & Choudhary (2017) and Wu et al.,

(2011), COD and BOD had low removal efficiencies. TSS had lower results compared to (Chen et al. 2008). Nitrogen has shown good removal rates in both CW's. Kyambadde et al. (2004) has shown good Nitrogen removal for the VF-CW with tertiary effluent. Hydraulic conductivity (Ks) has shown better results in the CW-EW, improving over time.

Table 1. Removal Percentage Results



Graphic 1. Hydraulic Conductivity of the systems

CONCLUSIONS

Despite the good results of nitrogen removal in the CW-EW, it was shown that earthworms inside the filter media don't change the pollutant removal enough to increase the treatment of wastewater in constructed wetlands. On the other hand, K_s has shown that earthworms can increase the CW lifetime.

REFERENCES

- Chen, Z. M. et al. 2008. "A Vertical Subsurface-Flow Constructed Wetland in Beijing." *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation* 13(9):1986–97.
- Dotro, G, G. Langergraber, P. Molle, J.Nivala, J. Puigagut, O. Stein, M.von Sperling. *Treatment Wetlands*. IWA. 2017.
- Knowles, Paul, Gabriela Dotro, Jaime Nivala, and Joan Garcia. 2011. "Clogging in Subsurface-Flow Treatment Wetlands: Occurrence and Contributing Factors." *Ecological Engineering* 37(2):99–112.

- Kyambadde, Joseph, Frank Kansiime, Lena Gumaelius, and Gunnel Dalhammar. 2004. "A Comparative Study of *Cyperus Papyrus* and *Miscanthidium Violaceum*-Based Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in a Tropical Climate." *Water Research* 38(2):475–85.
- Lourenço, N. and L. M. Nunes. 2017. "Is Filter Packing Important in a Small-Scale Vermifiltration Process of Urban Wastewater?" *International Journal of Environmental Science and Technology* 14(11):2411–22.
- Medok, Pratibha and Mahendra Pratap Choudhary. 2017. "Utilizing *Eisenia Fatida* for Treatment of Domestic Wastewater." 4(10):65–71.
- Saeed, Tanveer and Guangzhi Sun. 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* 112:429–48.
- Wu, Shubiao, David Austin, Lin Liu, and Renjie Dong. 2011. "Performance of Integrated Household Constructed Wetland for Domestic Wastewater Treatment in Rural Areas." *Ecological Engineering* 37(6):948–54.

PP17. Performance of constructed wetlands with phosphorus adsorption and application of different hydraulic rates

Bruno S. Diniz*, Beatriz S. Machado**, Milina de Oliveira**, Priscila S. Cavalheri**, Fernando J. C. Magalhães Filho**.

* Department of Sanitary and Environmental Engineering, Dom Bosco Catholic University. Av. Tamandaré, 6000, 79117-900. Jardim Seminário, Campo Grande, Brazil.

(E-mail: bsdiniz98@gmail.com; beatriz_santos1415@hotmail.com; milinaoliveira@gmail.com; priscilasabioni@hotmail.com; fernando@ucdb.br)

Abstract

The objective of this work was to evaluate the influence of different hydraulic rates (160,180 and 200 mm.day⁻¹), applied in vertical flow constructed wetlands (VF-CW) with earthworms, with phosphorus removal through filter media adsorption. The highest percentages of removal were for the 160 and 180 mm.day⁻¹ hydraulic rates, reaching 90%.

Key words

Earthworms, clogging, hydraulic conductivity.

INTRODUCTION

Treatment plants based on biological sewage treatment processes, with low operational requirements such as filters with macrophytes (constructed wetlands - cws) are widely used in Europe, e.g. Germany and France. Being a technological alternative for phosphorus removal of sewage in a decentralized sanitation system (Boutin and Liénard, 2004). However, studies in (Sezerino et al., 2015; Magalhães Filho et al., 2018) focused only on the removal of carbonaceous and nitrogenous organic matter. In relation to the hydraulic rate applied, (Platzer, 1999) recommends not to exceed 250 mm.d⁻¹. Trein et., (2015) used the hydraulic rate of 130 mm.d⁻¹, obtaining 93% phosphorus removal. The vast majority of cws in Europe and the United States use gravel and washed sand as the filter media (Vymazal, 1998; USEPA, 1999). Sand is the most used material in the composition of cws (Bucksteeg, 1990; Conley et al., 1991; Cooper et al., 1996; Platzer 1999, Arias et al., 2001), including studies in Brazil (Philippi, 2004), which may have a saturated hydraulic conductivity (Ks) greater than or equal to 10⁻⁴ m/s ($\geq 10^{-2}$ cm/s or ≥ 0.36 m/h), but still clogs over time. Although the use of plants is employed to avoid clogging, its use is not totally efficient, necessitating the search for alternatives. One alternative is the use of earthworms to maintain the medium with better hydraulic conductivity (Xu et al, 2013). Therefore, the objective of this study was to evaluate the influence of different hydraulic rates (160, 180 e 200 mm.d⁻¹) with phosphorus adsorption and to evaluate if the addition of earthworms (*Eiseniafoetida*) affect the hydraulic conductivity (K) to avoid clogging.

MATERIAL AND METHODS

The VF-CW has a total height of 80 cm, with a 5 cm free surface for the effluent application, 5 cm of fine gravel under the free surface, followed by 60 cm of filter medium (sand), then 5 cm of medium gravel (4.8 to 9.5 mm) and 5 cm of gravel 2 (32 to 25 mm) in the bottom, operating with a downward flow, and planted with Heliconia (*Heliconia rostrata*). Three batches of sewage after a septic tank are applied per day, for the application of high hydraulic rates. The system worked in three stages, and the analyses were made during 2016 and 2017, with analysis periods of 3 months, 90 days, for each stage. The first stage was performed during the first 90 days. In the second stage, 0,526 kg.m⁻² of earthworms (*Eiseniafoetida*) was added to CW 1 to avoid clogging, and CW 2 remained the same as in the previous step. The third step evaluated whether a higher hydraulic application rate would have a higher phosphorus removal yield in the CW-VF. For statistical purposes, the SISVAR program was used, using the Turkey test, with a significance level of 5%. Phosphorus analyses were performed

following the *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). For hydraulic conductivity (K), Darcy's Law was used for the measurements.

RESULTS AND DISCUSSIONS

In the first stage, cws 1 and 2 received a mean input of 4.47 mg.L⁻¹ of phosphorus. CW 1 (160 NW) without earthworms had a mean phosphorus removal of 81.05%. CW 2 had a mean removal of 76.50%. In the second stage, the mean input of phosphorus was 3.42 mg.L⁻¹. With the addition of earthworms in cw 1 (160 WW), its percentage of removal increased to 88.74%. CW 2, which was maintained as in stage 1, had 89.87% removed. The presence of earthworms improved K. Finally, in the third stage the average phosphorus input was 3.94 mg.L⁻¹ and the hydraulic application rate was 200 mm per day for both filters (with and without earthworm). The mean percentages of phosphorus removal were 70.25% for cw 1 and 69.57% for cw 2.

Table 1. Statistical data for phosphorus (P) and hydraulic conductivity (K) analysis with different hydraulic loading and absence/presence of earthworms.

	1° Stage		2° Stage		3° Stage			
	P (mg.L ⁻¹)	K (m/s)	P (mg.L ⁻¹)	K (m/s)	P (mg.L ⁻¹)	K (m/s)		
Inl	4,5 ± 3,1 a	-	Inl	3,4 ± 1,8 a	-	Inl	4,5 ± 3,3 a	-
Ef₁₆₀	1.5 ± 2,5 c	4,3.E ⁻⁵ ± 1,2.E ⁻⁵ b	Ef₁₆₀^{WW*}	0,4 ± 0,3 b	4,5.E ⁻⁵ ± 4,9.E ⁻⁵ a	Ef₂₀₀^{WW}	0,9 ± 0,6 c	5,4.E ⁻⁵ ± 5,9.E ⁻⁵ a
Ef₁₈₀	1,6 ± 2,3 b	7,5.E ⁻⁵ ± 2,7.E ⁻⁵ a	Ef₁₈₀^{NW*}	0,3 ± 0,1 c	4,1.E ⁻⁵ ± 5,7.E ⁻⁵ b	Ef₂₀₀^{NW}	1,3 ± 1,1 b	3,9.E ⁻⁵ ± 7,9 .E ⁻⁵ b

Means followed by the same letter in the column do not differ from Tukey's test (p > 0.05). Inl: Inlet; Ef: Effluent; WW*: With Earthworm, NW*: No Earthworm; 160: 160 mm.d⁻¹; 180: 180 mm.d⁻¹.

CONCLUSION

The lower rates of 160 and 180 mm.d⁻¹ yielded better results than the rate of 200 mm.d⁻¹. It was observed that the cws when maintained at rates of 160 and 180 mm.d⁻¹, obtained better results with the passage of time, justifying the best rates of improvement when they had a longer operation time with the effluent treatment. The addition of earthworms had a positive influence, accelerating the effluent's K and avoiding clogging, allowing the application of a 200 mm.d⁻¹ hydraulic rate, in addition to contributing to a better phosphorus adsorption.

REFERENCES

- APHA; AWWA; WEF. (2005) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21 edition. Washington DC: *American Public Health Association*.
- Arias, C. A., Del Bubba, M., & Brix, H. (2001). Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. *Water Research*, 35(5), 1159–1168.
- Boutin, C., Lienard, A. (2004). Reed bed filters for wastewater treatment in France: major design aspects and history of development. *Water* 21, pp. 58-62.
- Magalhães Filho, F. J. C.; Alves Sobrinho, T.; 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: Toxic Hazardous Substances and environmental engineering, p. 1-8.
- Platzer, C. (1999). Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. *In Water Science and Technology*, pp. 257–263.
- Philippi, L.S., Sezerino, P.H. (2004). *Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas*. Ed. do Autor. Florianópolis/SC. 144p.
- USEPA – U.S. Environmental Protection Agency (1993). Nitrogen control manual. EPA/625/R93/010, *Office of Water, US Environmental Protection Agency*, Washington, DC. 311p.
- Sezerino, P.H., Bento, A.P., Decezaró, S.T., Magri, M. E., Philippi, L.S. (2015). Brazilian experiences with constructed wetlands applied to wastewater treatment: design parameters for horizontal systems. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 20(1), 151-158
- Trein, C. N.; Pelissari, C.; Hoffmann, H.; Platzer, C. J.; Sezerino, P. H. (2015) Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimento comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, v. 15, n. 4, p.

- Vymazal, J. (1995). Algae and element cycling in wetlands. *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation..* England: IWA Publishing. 156 p.
- Xu, D., Li, Y., Howard, A., and Guan, Y. (2013). Effect of earthworm *Eisenia fetida* and wetland plants on nitrification and denitrification potentials in vertical flow constructed wetland. *Chemosphere* 92, 201–206.

PP18. Pathogen removal evaluation of a SODIS as post-treatment of a vertical flow constructed wetland

Vinicius B. Santos*, Priscila S. Cavalheri** and Fernando J. C. Magalhaes Filho**

* Department of Sanitary and Environmental Engineering, Dom Bosco Catholic University. Av. Tamandaré, 6000, 79117-900. Jardim Seminário, Campo Grande, Brazil.

(E-mail: viniciusbispods@gmail.com; priscilasabioni@hotmail.com; fernando@ucdb.br)

Abstract:

The objective of this work was to evaluate the use of a SODIS as post-treatment of a vertical flow constructed wetland in the removal of the microbiological parameters such as total coliform, *Escherichia coli*, *Salmonella*, *Shigella* and *Pseudomonas aeruginosa* in domestic wastewater. After the treatments, all the microorganisms were inactivated in the analyzed effluents.

Keywords

Disinfection; *Salmonella*; *Pseudomonas*.

INTRODUCTION

Constructed wetlands (cws) are systems designed to utilize aquatic plants on substrates such as sand, gravel or other inert material, to allow biofilm formation, which aggregates different populations of microorganisms. These microorganisms allow the pollutant's removal by biological, chemical and physical processes (Kadlec *et al.*, 2000). However, cws have been studied and used for primary treatment (organic matter removal) of sewage and sludge (Molle *et al.*, 2005), secondary treatment, with nitrogen and phosphorus removal (Pelissari *et al.*, 2014) and few studies as tertiary treatment with pathogen removal, using: total coliforms, faecal or thermotolerant coliforms, faecal streptococci (Arias *et al.*, 2003) and *E.coli*. (Green *et al.*, 1997; Keffala & Ghrabi, 2005), with removals around 1,5 log units and 4 log units, being inefficient in the total removal of these microorganisms, being common not to use earthworms to avoid clogging. In this sense, the use of solar disinfection (SODIS) is a possibility as post-treatment, in addition to the cws with earthworms. SODIS is a simple water treatment method that improves microbiological water quality where other means are unavailable. UV-A rays (contained in sunlight) are able to inactivate pathogens such as viruses, bacteria and parasites (e.g., *Giardia* and *Cryptosporidium*). The SODIS method uses two components of the radiation: UV-A, which is responsible for the DNA modification of the microorganism; and the infrared radiation, which is responsible for the elevation of the water temperature (considering that the microorganisms are sensitive to heating). The protein damage pattern caused by SODIS strongly resembles the pattern caused by reactive oxygen stress. Hence, sunlight probably accelerates cellular senescence and leads to the inactivation and finally death of UVA-irradiated cells. (Luzi *et al.*, 2016; Bosshard *et al.*, 2010). The objective of this work was to evaluate the removal of total coliforms (C.T), *Escherichia coli* (*E.coli*), *Salmonella*, *Shigella*, and *Pseudomonas aeruginosa* (*P.Aeruginosa*) from SODIS as post-treatment of a subsurface vertical flow constructed wetland (VF-CW) with earthworms and a septic tank (ST) as primary treatment.

MATERIAL AND METHODS

A VF-CW system with a total height of 80 cm was used. This system was planted with *Heliconia rostrata*, using earthworms (*Eisenia foetida*) as a measure to reduce clogging – 0,526 kg.m⁻². It had 60 cm of filter media (sand), a 5 cm free superficial layer to apply the effluent and prevent overflow due to possible clogging, a 5 cm layer of fine gravel on the surface to prevent erosion of the filter media, and a layer of 5 cm of medium gravel (4.8 to 9.5 mm) and 5 cm of gravel 2 (32 to 25 mm) at the bottom, operating in downflow. The VF-CW received a hydraulic load of 200 mm day⁻¹ of post-treated sewage from a septic tank, distributed in 3 batches per day. Samples were collected after passing through the

VF-CW system. Afterwards, the effluent went through the SODIS system, which was built with four 1.5 L PET bottles, connected by 0.75 cm diameter hoses. Aluminum plates were placed behind the PET bottles to improve the absorption of heat and to reflect the solar radiation. The effluent underwent 6 hours of exposure to the solar radiation. Three samples were collected every 2 hours of exposure to solar radiation between 9:00 a.m. and 3:00 p.m., and analyzed according to Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

RESULTS AND DISCUSSION

Four analyses were carried out and the average results for the VF-CW system were: 3 log units for CT and 2 log units for *E.coli*; 3 log units for *P. aeruginosa* and *Salmonella*; and a representative removal rate decay was obtained for *Shigella*. In SODIS, inactivation was obtained in all microorganisms studied, with the exception of C.T. The removal rates were higher than Arias et al. (2003) and Green et al. (1997) and less than Caslake et al. (2004). Moreover, its removal for turbidity was 82%. (Table 1).

Table 1. Average cws treatment results (VF-CW) and SODIS (2, 4 e 6 hours exposure).

Systems	Solar radiation	Turbidity	Temperature	C.T (10 ⁴)	E.C (10 ⁴)	Salmo. (10 ³)	Shige. (10 ⁴)	Pseud. (10 ³)
PST	-	21,3 ± 26,2	26,8 ± 1,5	16650 ± 22567,5	9150 ± 13900,2	6,75 ± 2,46	≤ 30	7,83 ± 4,55
VF-CW	-	3,8 ± 3,0	26,8 ± 2,8	88,50 ± 127,88	53,00 ± 78,26	0 ± 0	9,66 ± 3,0	0 ± 0
11 hours	610,6 ± 195,5	-	33,5 ± 4,4	1,10 ± 1,25	0,62 ± 0,78	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
13 hours	506,3 ± 244,8	-	37,3 ± 8,0	0,060 ± 0,054	0,020 ± 0,016	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
15 hours	519,0 ± 355,9	-	39,5 ± 6,5	0,015 ± 0,019	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0

CONCLUSIONS

Under the operating conditions tested, the VF-CW and SODIS, when receiving post-treated sewage from a septic tank, proved to be an efficient microbiological post-treatment, with the total inactivation obtained for *E. coli*, *Shigella*, *Salmonella* and *P. Aeruginosa*.

REFERENCES

- APHA, AWWA, WEF 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 22nd edition, *American Public Health Association*, Washington D.C.
- Arias, C.A., Cabello, A., Brix, H., and Johansen, N.H. (2003). Removal of indicator bacteria from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system. *Water Science and Technology*, pp. 35–41.
- Bosshard, F., Riedel, K., Schneider, T., Geiser, C., Bucheli, M., and Egli, T. (2010). Protein oxidation and aggregation in UVA-irradiated *Escherichia coli* cells as signs of accelerated cellular senescence. *Environmental Microbiology* 12, 2931–2945.
- Caslake, L.F., Connolly, D.J., Menon, V., Duncanson, C.M., Rojas, R., and Tavakoli, J. (2004). Disinfection of Contaminated Water by Using Solar Irradiation. *Applied and Environmental Microbiology* 70, 1145–1150.
- Green, M.B., Griffin, P., Seabridge, J.K., and Dohbie, D. (1997). Removal of bacteria in subsurface flow wetlands. *Water Science and Technology*, pp. 109–116.
- Kadlec, R.H., Knight, R., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., and Haberl, R. (2000). *Constructed Wetlands for Pollution Control (IWA Publishing)*.
- Keffala, C. & Ghrabi, A. (2005). Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic waste water. *Desalination* 185, 383–389.
- Luzi, S., Tobler, M., Suter, F., & Meierhofer, R. (2016). *SODIS manual - Guidance on solar water disinfection* (p. 56).
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G., and Iwema, A. (2005). How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems. *Water Science and Technology* 51, 11–21.
- Pelissari, C., Sezerino, P.H., Decezar, S.T., Wolff, D.B., Bento, A.P., Junior, O. de C., and Philippi, L.S. (2014). Nitrogen transformation in horizontal and vertical flow constructed wetlands applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil. *Ecological Engineering* 73, 307–310.

PP19. Residuos agroindustriales como fuentes potenciales de carbono para la desnitrificación en humedales verticales parcialmente saturados

Martha Paulina Sánchez y Florentina Zurita*

*Laboratorio de Calidad Ambiental. División de Desarrollo Biotecnológico, Centro Universitario de la Ciénega Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 1115, Ocotlán, Jal. México.
(E-mail: paulina.sanchez.12@hotmail.com; fzurita2001@yahoo.com)

Resumen

El objetivo de este trabajo es evaluar la factibilidad de tres diferentes residuos agroindustriales (RA) para ser utilizados como fuente de carbono para la remoción de nitrógeno total en humedales verticales parcialmente saturados (HVPS), así como comparar sus ventajas. A partir de diversos RA, abundantes en esta región de México, se seleccionaron la mazorca de maíz, aserrín y bagazo de agave. La selección se realizó por su diferente contenido de lignina, debido a que es el componente más resistente a la degradación y que además genera color durante su oxidación. En una primera etapa del estudio, se medirá y comparará la generación de color y de carbono orgánico medido como demanda bioquímica de oxígeno (DBO) por unidad másica de residuo, bajo condiciones aerobias y anaerobias, así como el tiempo de vida útil del residuo para la aportación de carbono orgánico. Esto se realizará mediante alimentación de agua de grifo con los minerales necesarios para el crecimiento y desarrollo microbiano en el residuo.

Palabras clave

Aserrín; mazorca de maíz; bagazo de agave; desnitrificación.

INTRODUCCIÓN

Para que el nitrógeno total se remueva de las aguas residuales mediante los humedales de tratamiento, se requiere que se lleve a cabo el proceso de nitrificación-desnitrificación. Debido a que cada una de las etapas de dicho proceso requiere condiciones fisicoquímicas distintas, los HVPSs representan una alternativa para lograrlo ya que constan de una zona aerobia y otra anaerobia. Por otra parte, durante la nitrificación, el nitrógeno amoniacal (NH_4^+) se oxida a nitrato (NO_3^+) y posteriormente es reducido hasta nitrógeno molecular (N_2) (Lyu et al., 2017); sin embargo, cuando el carbono orgánico disponible es limitado (bajo contenido de DBO), el proceso de desnitrificación no es eficiente ya que el carbono orgánico sirve como donador de electrones en la conversión del nitrato (Yang et al., 2018). Por lo que para potenciar la desnitrificación, una vez que la nitrificación se ha llevado a cabo, se han utilizado fuentes de carbono externas solubles como el metanol, fructosa, lodos hidrolizados (Yang et al., 2018), metano, etanol y ácido acético, entre otros, los cuales, generalmente, son costosos. Por otra parte, se han evaluado muy superficialmente, fuentes de carbono sólidas como la paja de arroz, aserrín, algodón (Li et al., 2012); además Zurita et al., 2017, evaluaron la mazorca de maíz en HVPSs a escala piloto. Por lo que el objetivo de este trabajo es profundizar en el estudio de tres diferentes RA abundantes en esta región de México, para evaluar su factibilidad de ser utilizados como fuente de carbono para la remoción de nitrógeno total en HVPSs, así como comparar sus ventajas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se está llevando a cabo en el Centro Universitario de la Ciénega de la Universidad de Guadalajara en Ocotlán, Jalisco. Primeramente se seleccionaron los tres residuos a evaluar, a partir de su composición como el contenido de lignina y contenido de nitrógeno. Posteriormente se realizará una caracterización que incluirá la composición y parámetros como la densidad y porosidad entre otros. Después se realizarán los estudios de degradación bajo condiciones aerobias y anaerobias. Cada residuo se dispondrá en un recipiente que será alimentado con agua de grifo que contendrá los minerales necesarios para la actividad microbiológica. Los recipientes anaerobios permanecerán permanentemente inundados, mientras que los recipientes aerobios se alimentarán intermitentemente y drenarán completamente cada ocho horas. Ambos sistemas operarán en BATCH y se analizarán parámetros de calidad del agua como DBO, demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos

totales (SST) y pH semanalmente dentro del Laboratorio de Calidad Ambiental (LCA) ubicado en el mismo centro. El objetivo de la etapa preliminar es principalmente cuantificar la generación de color y DBO generado por cada tipo de residuo, además de la DQO como parámetro para cuantificar la liberación de materia orgánica resistente a la degradación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los RA seleccionados a partir de su contenido de lignina como se comentó, fueron el bagazo de agave, el aserrín de madera de pino (*Pinus sp*) y la mazorca de maíz (Fig. 1). Las composiciones de estos residuos se muestran en las Tablas 1, 2 y 3, respectivamente. Por otro lado, en la Tabla 4 se muestran dos propiedades físicas analizadas en los tres tipos de residuos para comenzar con su caracterización; además del color medido en muestras acuosas después de tres días de contacto con cada residuo. El aspecto físico de las muestras se observa en la Figura 2



Figura 1. Residuos agroindustriales A) bagazo de agave. B) Aserrín. C) Mazorca de maíz

Tabla 1. Porcentaje de los componentes del bagazo de agave.

Componentes	Ramírez Cortina et al.,2012	Abreu Sherrer, 2013
Lignina	19.5	14.86
Hemicelulosa	24.5	22.56
Celulosa	56	44.19
Ceniza	-	-
N	3	-

Tabla 2. Porcentaje de los componentes del aserrín de madera de pino (*Pinus sp.*).

Componentes	Rodríguez et al., 2017	Tarrés et al., 2017
Lignina	23.99	30.6
Celulosa	65.17	55.06
Hemicelulosa		12.30
Ceniza	0.59	-

Tabla 3. Porcentaje de los componentes de la mazorca de maíz.

Componente	Sun & Webley, 2010	Lu et al., 2018
Lignina	9.3	15.2
Hemicelulosa	42.8	38
Celulosa	36.3	36.7
Ceniza	0.2	1.9
N	0.6	0.5
C	50.2	42.4

Tabla 4. Propiedades físicas y color de los materiales agroindustriales medidos en el LCA.

Parámetro	Bagazo de agave	Aserrín	Mazorca de maíz
Densidad (g/cm ³)	0.1939±0.01	0.1121±0.00	0.5288±0.01
Porosidad	0.9±0.00	0.9406±0.03	0.6563±0.03
Color verdadero (Unidades Pt-Co)	102±16.97	166±16.97	193±9.89
Color aparente (Unidades Pt-Co)	810±113.13	206±7.07	1136.5±40.30



Figura 2. Color en muestras de agua expuestas a A) bagazo de agave, B) Aserrín y C) Mazorca de maíz después de tres días. D) Agua destilada.

CONCLUSIONES

Con base en trabajos anteriores de caracterización de estos diferentes residuos, se concluye que los materiales que se estudiarán funcionarán como fuente de carbono orgánico degradable para llevar a cabo una desnitrificación en los humedales construidos. Sin embargo, a partir de las primeras mediciones realizadas sobre su caracterización, se espera que la cantidad de carbono orgánico, así como la velocidad de degradación será distinta entre los tres tipos de residuos, al igual que la aportación de color al agua.

REFERENCIAS

- Abreu Sherrer, J, S (2013) Aprovechamiento de bagazo de agave tequilana weber para la producción de bio-hidrógeno (Tesis inédita de maestría, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C) Recuperado de <https://repositorio.ipicyt.edu.mx/bitstream/handle/11627/86/AbreuSherrer.pdf?sequence=1>
- Li, G., Chen, J., Yang, T., Sun, J & Yu, S. (2012) Denitrification with corncob as carbon source and biofilm carriers. *Water Science & Technology*. Pp.1238-1243
- Lu, T., Hou, Y., Wu, W., Niu, M & Wang, Y. (2018) Formic acid and acetic acid production from corn cob by catalytic oxidation using O₂. *Fuel Processing Technology*. 171, pp. 133-139.
- Lyu, W., Huang, L., Xiao, G & Chen, G. (2017) Effects of carbon source and COD/N ratio on N₂O emissions in subsurface flow constructed wetlands. *Bioresource Technology*. 245, pp. 171-181.
- Ramírez Cortina, C.R., Alonso Gutiérrez, M.S & Rigal, L. (2012) Valorización de residuos agroindustriales del tequila para alimentación de rumiantes. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. Pp. 450-457.
- Rodríguez, M.D., Castrillo, M.L., Velázquez, J.E., Kramer, G.R., Sedler, C., Zapata, P. D., & Villalba, L. (2017) Obtención de azúcares fermentables a partir de aserrín de pino pretratado secuencialmente con ácido-base. *Revista Internacional de contaminación ambiental*. 33 (2), pp. 317-324.
- Sun, Y & Webley, P.A. (2010) Preparation of activated carbons from corncob with large specific Surface area by a variety of chemical activators and their application in gas storage. *Chemical Engineering Journal*. 162, pp. 883-892.
- Tarrés, Q., Pellicer, N., Balea, A., Verayo, N., Negro, C., Blanco, A., Delgado Aguilar, M., & Mutjé, P. (2017) Lignocellulosic micro/nanofibers from Wood sawdust applied to recycled fibers for the production of paper bags. *International Journal of Biological Macromolecules*. 105, pp. 664-670.
- 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, pp. 98-103.
- Zurita, F., Martínez, N. B., Delgadillo, A. C., Chávez, M. E., & Pérez, L. E. (2017) Nitrogen removal in Pilot-Scale Partial Saturated Vertical Wetlands with and without an Internal Source of Carbon. *Wetland Pollutant Dynamics and Control Symposium*. pp.131-132.

PP20. Remoción de contaminantes y crecimiento de plantas ornamentales en humedales a escala piloto con diferente tipo de sustrato

Maria Elizabeth Hernández Alarcón* y Gerardo Lagunes**

* Red de Manejo Biotecnológico de Recursos. Instituto de Ecología, A.C. Carretera antigua a Coatepec 351 C.P. 91030 Xalapa, Veracruz México.

(E.mail: elizabeth.hernandez@incol.mx.)

** Facultad de Ingeniería Ambiental Universidad Veracruzana. Circuito Universitario Gonzálo Aguirre Beltrán, Zona Universitaria, 91000 Xalapa Enríquez, Ver.

(E.mail: gerardolagunes_06@hotmail.com).

Resumen

Se estudió la remoción de contaminantes (amonio-NH₄, fosfatos-PO₄, sulfatos-SO₄ y Demanda Bioquímica de Oxígeno-DQO), en humedales de flujo subsuperficial a nivel piloto con dos tipos de sustrato (Grava y Zeolita). Durante la fase 1, dos celdas se empacaron con grava (G) y dos celdas con zeolita (Z), durante la fase 2, las celdas con zeolita fueron reacondicionadas cambiando una capa superficial de 30 cm por grava y los 30 cm más profundos fueron zeolita(ZG). Los humedales fueron sembrados con un policultivo de plantas nativas del humedal y diversas especies de plantas ornamentales. En ambas fases, se encontró que las celdas (Z) removieron significativamente más NH₄ que las celdas (G). En cuanto a la remoción de PO₄, SO₄ y DQO, no se observaron diferencias significativas entre los dos sustratos, en ninguna de las fases. El crecimiento de las plantas ornamentales si fue afectado por el tipo de sustrato y la especie de planta. Los alcatraces- *Zantedeschia aethiopica* registraron un aumento de su altura y floración en las celdas G, durante las dos fases, mientras que en las celdas (Z y ZG), el crecimiento fue mínimo o nulo. El jengibre blanco- *Hedychium coronarium* presento un comportamiento similar a los alcatraces. Sin embargo, las aves del paraíso- *Strelitzia reginae* aumentaron su tamaño y floración de forma similar en las celdas G, Z y ZG. Se concluye que la zeolita es un soporte que aumenta la eficiencia de remoción de fosfatos, pero compite por el nitrógeno para el crecimiento vegetal, por lo que su uso en humedales debe de ser restringido a especies que requieran de bajas demandas de nitrógeno.

Palabras clave

Flores; Grava; Zeolita; Amonio; Sulfatos.

INTRODUCCIÓN

Los humedales construidos son una opción ecológicamente adecuada para el tratamiento de aguas residuales, especialmente para pequeñas comunidades. La utilización de plantas ornamentales en humedales construidos podría facilitar la adopción de la tecnología por parte de la comunidad (Hernández, 2016). El sustrato en los humedales construidos es un componente muy importante, ya que en él se llevan a cabo procesos bióticos y abióticos de remoción de contaminantes. El sustrato más utilizado en los humedales de flujo subsuperficial es la grava. Sin embargo, este tipo de sustrato no presenta buenas eficiencias de remoción de amonio ni fosfatos. De allí que en los últimos años se ha buscado otro tipo de sustratos con mejores eficiencias de remoción de estos compuestos. La zeolita se conoce como un sustrato con alta capacidad de adsorción de aniones y cationes, por lo que su utilización en humedales construidos podría mejorar la eficiencia de remoción de nitrógeno y fosforo. Sin embargo, poco se conoce sobre el crecimiento de las plantas ornamentales en este sustrato. El objetivo del trabajo fue evaluar la remoción de contaminantes y el crecimiento de plantas nativas y ornamentales en humedales a nivel piloto, utilizando dos sustratos (Grava y Zeolita).

MATERIALES Y MÉTODOS

Las celdas de los humedales construidos se encuentran en el Campus III del Instituto de Ecología A.C. ubicado en la carretera antigua a Coatepec entre los municipios de Xalapa y Coatepec. Las coordenadas del sitio son 19.511397, -96.944687 (Google Maps, 2017). El sistema trata las aguas residuales sin sólidos de 5 departamentos de visitantes en dichas instalaciones. La temperatura media normal de Xalapa es de 19.2°C, mientras que la media mínima es de 18°C, y tiene una precipitación anual media de 1435 mm.

Descripción del sistema

El humedal consta de 4 celdas, cada una de 12 m de largo, 1 m de ancho y 0.6 m de altura de agua, además posee una pendiente del 2%. Las celdas fueron construidas de acuerdo a la configuración de un humedal de flujo subsuperficial horizontal.

El arreglo del sustrato en las celdas durante la fase 1 (junio 2016 – noviembre 2016) fue que dos celdas tenían como medio de soporte únicamente grava; y dos celdas tenían los primeros 2 m (en relación a la entrada del sistema) y los últimos 0.8 m grava como medio, mientras que de los 2.0 a los 11.2 m contenían zeolita. El tamaño de partícula de ambos soportes fue de aprox. 2 cm de diámetro con una porosidad del 40%. Al término de la fase 1 (diciembre 2016), en las celdas que contenían zeolita, una capa superficial de 30 cm de zeolita fue remplazada por grava a lo largo del área de las celdas. En ambas fases los humedales operaron con un tiempo de retención hidráulico TRH de 4 días.

Las cuatro celdas tuvieron el mismo arreglo de la vegetación que consistió en un policultivo de plantas de humedal (sombrillas y papiros) y plantas ornamentales. En todas las celdas, los primeros 2 metros relativos a la entrada del influente fueron sembrados con Sombrillas- *Cyperus alternifolius* y de allí se distribuyeron las siguientes especies en policultivo, indicándose el número de individuos por celda: *Zantedeschia aethiopica* (34) *Lilium sp.* (9), *Cyperus papyrus* (4), *Heliconia sp.*(9), *Strelitzia reginae* (9) y *Hedychium coronarium* (20).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La concentración de nitrógeno amoniacal, vario entre 10 y 65 mg/L durante el periodo de estudio y la remoción promedio en las celdas con grava fue de 68 y 70 % durante la fase 1 y 2 respectivamente (Figura 1). Mientras que las remociones en las celdas con zeolita fueron significativamente más altas (97 y 98 %). La concentración de fosfatos vario entre 2 y 6 mg/L durante el periodo de estudio, aunque no se encontraron diferencias significativas en las eficiencias de remoción con los diferentes sustratos se observó una tendencia a mayores eficiencias de remoción en la grava (62 y 58% durante la fase 1 y 2) comparados con la zeolita (44 y 47%). La concentración de sulfatos vario entre 15 a 90 mg/L durante el estudio y nos e observaron diferencias en la remoción de este anión siendo de 82 % para grava y zeolita en la fase 1 y de 78 % en la segunda fase para ambas grava y zeolita. La concentración de la Demanda Bioquímica de Oxígeno a la entrada de los humedales vario entre 100 y 1000 mg/L y no se observaron diferencias significativas en su remoción siendo de 80 y 70 % para grava y zeolita respectivamente en la fase 1 y de 68 para grava y 72% para zeolita en la fase 2.

Los resultados sobre las altas eficiencias de remoción de amonio por parte de la zeolita, en los humedales piloto, coinciden con diversos estudios en humedales a nivel laboratorio (Shuib et al. 2011, Araya et al. 2015 y Wang et al. 2013). Por el contrario, los resultados de la remoción de fosfatos no están en congruencia con lo esperado, ya que se esperaban más altas remociones con zeolita. Sin embargo, nuestros resultados, coinciden con Shuib et al. (2011); quienes encontraron un aumento de hasta 40% del fosforo total en la salida del humedal; demostrando que la zeolita puede no ser un buen material de soporte para remover los fosfatos del humedal. Ellos discuten que el fósforo tiende a generarse por la descomposición de la materia orgánica depositada en el fondo del humedal, lo podría disminuir la remoción del mismo. Esto podría ser el caso en este estudio, ya que en el tratamiento con zeolita se registraron muchas pérdidas de plantas por marchitamiento, las cuales pudieron disolverse en el humedal. Aunado a esto, la zeolita fue un competidor de nitrógeno amoniacal para la vegetación emergente, el crecimiento inapropiado de la flora pudo inhibir uno de los mecanismos importantes de eliminación de fosforo dentro del humedal, como fue la absorción vegetal.

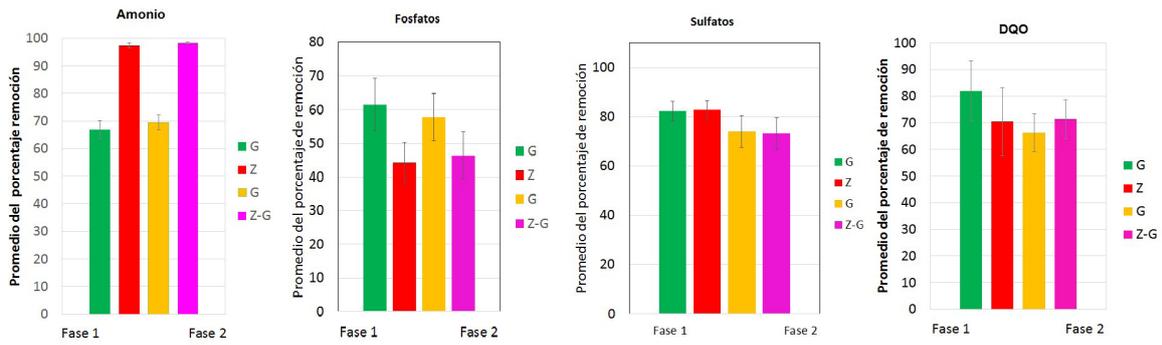


Figura 1. Remoción de contaminantes en humedales construidos con diferente tipo de soporte con plantas ornamentales en Xalapa, Veracruz, México.

En cuanto al crecimiento de plantas, por cuestiones de espacio sólo se presentan los resultados de 3 especies, que indicaron distintas repuestas al sustrato, dependiendo del tipo de planta ornamental. En el caso de los alcatraces-*Zantedeschia aethiopica*, en el sustrato grava se observó un crecimiento de 15 a 30 cm durante la primera etapa y de 25 a 30 cm durante la segunda. En cambio, en la zeolita, durante la primera fase no hubo aumento de la altura y en la segunda etapa las plantas se murieron y sacaron retoños pero su crecimiento fue nulo y tenían un color muy amarillento. Un comportamiento similar se observó para el jengibre blanco-*Hedychium coronarium*, en la grava en la fase 1, aumentaron su tamaño de 40 a 70 cm en y de 25 a 30 cm durante la fase 2. Mientras que en la zeolita durante la fase 1, las plantas se murieron, en la segunda etapa con la mezcla de zeolita y grava, ya no se murieron, pero el crecimiento fue mínimo y también se observaron amarillas. Por el contrario, las plantas de ave de paraíso-*Strelitzia reginae*, mostraron aumento en su altura en ambos sustratos, en la grava aumento su altura de 25 a 32 cm y en la zeolita de 25 a 28 cm durante la fase 1 y en la fase dos, en la grava aumento de 22 a 27 y en la zelota grava de 24 a 27, observándose las plantas verdes en ambos sustratos. El crecimiento de plantas ornamentales ha sido descrito en grava (Zurita et al., 2009, Calheiros et al., 2015), pero no en zeolita, este el primer reporte.

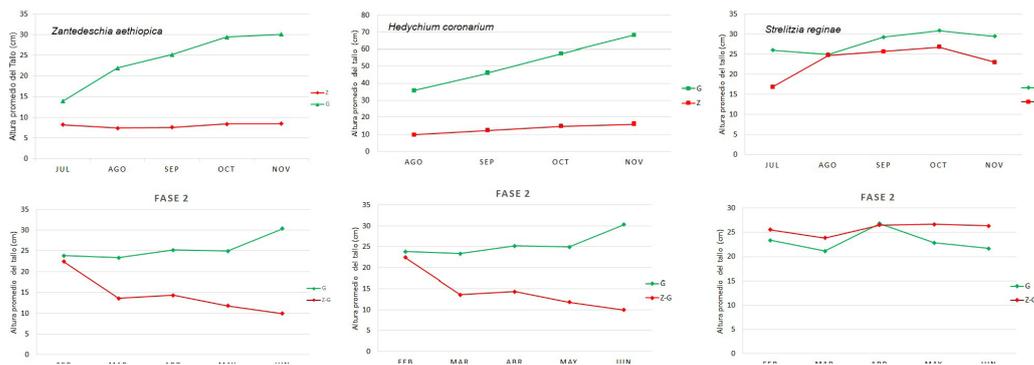


Figura 2. Crecimiento de plantas ornamentales en humedales construidos con diferente tipo de soporte en Xalapa, Veracruz, México.

CONCLUSIONES

En humedales de flujo subsuperficial, la zeolita incrementa la eficiencia de remoción de NH_4 respecto a la grava, pero no tiene efecto en la remoción de PO_4 , SO_4 y DQO. El crecimiento de alcatraces y jengibre blanco se vio disminuido cuando se utilizó zeolita sola o en combinación grava como sustrato. Solo las plantas de ave del paraíso crecieron de manera similar en grava y en zeolita, indicando que esta planta tiene poca demanda de nitrógeno, por lo que la adsorción de amonio por la zeolita no causó competencia con la planta. Se recomienda utilizar zeolita de manera localizada en los humedales en

lugar de toda la celda, lo anterior para permitir el desarrollo de más especies de plantas ornamentales y disminuir costos ya que este la zeolita es más cara que la grava.

REFERENCIAS

- Araya, F. Vera, I., Sáez K. y Vidal G. 2015. Effects of aeration and natural zeolite on ammonium removal during the treatment of sewage by mesocosm-scale constructed wetlands, *Environmental Technology* 37(14). doi: 10.1080/09593330.2015.1133715
- Calheiros C., Bessa V., Mesquita R., et al. 2015. Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. *Ecological Engineering*. 79, 1-7. doi: 10.1016/j.ecoleng.2015.03.001
- Hernández M.E. 2016. Humedales ornamentales con participación comunitaria para el saneamiento de aguas municipales en México. *Revista Internacional de Desarrollo Regional Sustentable*. 1 (2): 1-12 [2016-10471]
- Google Maps.<https://www.google.com.mx/maps>
- Shuib, N., Baskaran, K., V. Jegatheesan .2011. Evaluating the performance of horizontal flow constructed wetlands using natural zeolite (escott). *International Journal of Environmental Science and Development*. 2(4).
- Wang, H. y Xuejin, L.2013. Removal of chemical nitrogen and phosphorous of micro-polluted water with modified zeolite subsurface wetland. *Asian journal of chemistry*, 25(15), 8647-8649. doi: 10.14233/ajchem.2013.14883
- Zurita F, De Anda J. y Belmont M.A. 2009. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological engineering*, 35, 861-869. doi: 10.1016/j.ecoleng.2008.12.026

PP21. Evaluación de la eficiencia de remoción de materia orgánica, en lixiviados del relleno sanitario “el ojito” del municipio de Popayán, Cauca mediante humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal sembrados con policultivos

Juan C. Casas-Zapata*, Carlos Madera**, Fabian Ruiz**, Gustavo Pino*, Mónica Garzón*, Gizela Guzman*, y Jeicob Vernaza*

* Departamento de Ingeniería Ambiental, grupo de investigación Ciencia e Ingeniería en sistemas Ambientales-GCISA, Universidad del Cauca, Popayán, Cauca, Colombia.

**Escuela de ingeniería de recursos naturales y del ambiente, Universidad del Valle, Cali, Valle del Cauca, Colombia.
(E-mail: jccasas@unicauca.edu.co)

Resumen

Se evaluó la eficiencia de remoción de materia orgánica en lixiviados del Relleno Sanitario “El Ojito” del municipio de Popayán, Cauca, utilizando HC de flujo subsuperficial horizontal a escala piloto, mediante tres configuraciones de siembras distintas utilizando las macrófitas; *Heliconia psittacorum* y *Cyperushaspan*, de manera comparativa entre una serie de tratamientos P_H (Papiro, Heliconia), H_P (Heliconia, Papiro), y PHPH (Configuración aleatoria Papiro, Heliconia), obteniendo remociones promedio de DBO₅ (58,55%), y SST (82,14%) y de nitrógeno de NO₃⁻ (4,06%).

Palabras clave

Humedal construido; policultivos; lixiviados; materia orgánica; eficiencia de remoción.

INTRODUCCIÓN

Los lixiviados se generan como consecuencia de la percolación del agua de lluvia a través de los desechos, procesos bioquímicos al interior de las células de los residuos y el contenido de agua de los propios desechos (Renou *et al.*, 2008); son considerados como uno de los contaminantes líquidos de mayor impacto ambiental y dificultad de tratamiento, debido a la variabilidad de su composición, toxicidad y facilidad de percolación hacia aguas superficiales e incluso subsuperficiales. (Mosquera & Lara, 2012). Se han establecido alternativas naturales para el tratamiento de lixiviados como los humedales construidos (HC), donde a partir de la emulación de procesos físicos, químicos, y biológicos, mejoran la calidad del agua residual que fluye a través de estos (Wittgreen & Maehlum, 1997).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se instalaron seis sistemas de HCFSSH a escala piloto. Cada sistema estaba conformado por un tanque en fibra de vidrio, de dimensiones 0.6m de ancho, 1m de largo y 0,6m de profundidad; una altura de lámina de agua de 0.23 m y una pendiente de 1%. Las macrófitas se sembraron con una densidad de 8 plantas por humedal, 4 de cada especie, su distribución fue la siguiente: los humedales 1 y 2 se plantaron con la configuración P_H, 3 y 4 con la configuración H_P, y el 5 y 6 con la configuración PHPH.

Para el sistema de alimentación del lixiviado en los humedales, se adaptaron 3 canecas de 30 litros, las cuales fueron alimentadas con el lixiviado. Cada caneca distribuyó a 2 humedales a través de un sistema de válvulas de cierre lento de flujo vertical. La tubería y accesorios PVC empleados fueron de 1-1/2” de diámetro. Se ubicaron dos piezómetros de tubería PVC de 2”, uno cerca a la entrada y el otro a la salida. El medio filtrante usado fue grava con porosidad del 40%, la altura de grava en los tanques fue de 30 cm. Y cada humedal conta con una alimentación cada 24 horas los 7 días de la semana, con un caudal de 10 mL por minuto.

ANÁLISIS Y RESULTADOS

Se presentó una remoción promedio de $57,43\% \pm 14,99$; $56,36\% \pm 13,94$ y $61,85\% \pm 14,90$ para la configuración P_H, H_P Y PHPH respectivamente, se refleja una tendencia de remoción ascendente en el tiempo, con algunas pequeñas variaciones, estas indican que los sistemas aún no se han estabilizado; y esto explica porque se presentan eficiencias de remociones bajas, pero se espera que un tiempo mayor de funcionamiento se alcancen remociones mayores al 80%. El porcentaje de remoción promedio para la DBO5 fue mayor en la configuración PHPH en comparación con las otras dos, con una diferencia de 4,42 puntos porcentuales con la configuración P_H y 5,49 con la configuración H_P; esto pudo deberse a la sinergia entre las funciones en respuesta a la diversidad biológica, que facilitan la degradación de contaminantes y la predación bacteriana (Karathanasis et al, 2003).

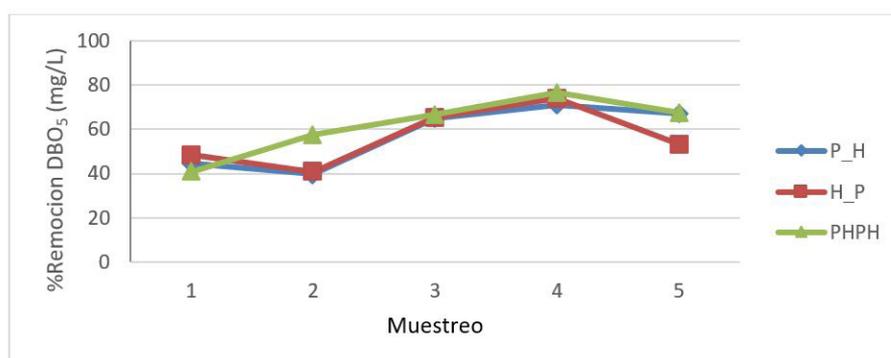


Figura 1. Comportamiento del porcentaje de remoción de DBO5 (mg/L)

Se presentó una remoción promedio de $82,76\% \pm 13,56$ para la configuración P_H; $83,67\% \pm 10,94$ para la configuración H_P; y $79,98\% \pm 15,59$ para la configuración aleatoria PHPH. Los porcentajes de remoción obtenidos son similares a los encontrados en algunos estudios que indican que las remociones en humedales están en el rango de alrededor de 17,3-88% (Wojciechowska *et al.* 2010) produciendo efluentes con concentraciones inferiores a 10 mg/L (Londoño & Marín, 2009).

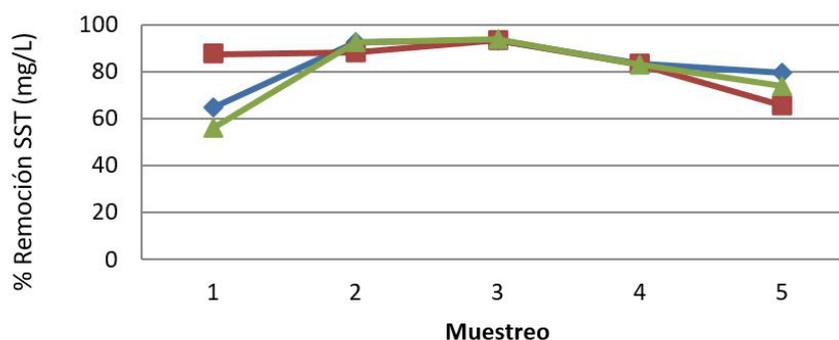


Figura 2. Comportamiento del porcentaje de remoción de SST (mg/L)

Se presentó una remoción promedio de $15,04\% \pm 57,49$; $6,49\% \pm 56,45$ y $-9,34\% \pm 70,69$ para la configuración P_H, H_P Y PHPH respectivamente, se observó gran variación de muestreo a muestreo, con remociones negativas y positivas. Esto puede deberse a la nitrificación y desnitrificación simultánea que pueden tener lugar en la matriz de raíces debido al desarrollo de micro-zonas aeróbicas y anóxicas (Nivala *et al.* 2007). Y la diversidad y la actividad de comunidades microbianas en la rizósfera varían según las especies macrófitas y las condiciones ambientales (Faulwetter *et al.*, 2009), esta puede ser otra causa por la que se presentaron fenómenos diferentes entre las configuraciones.

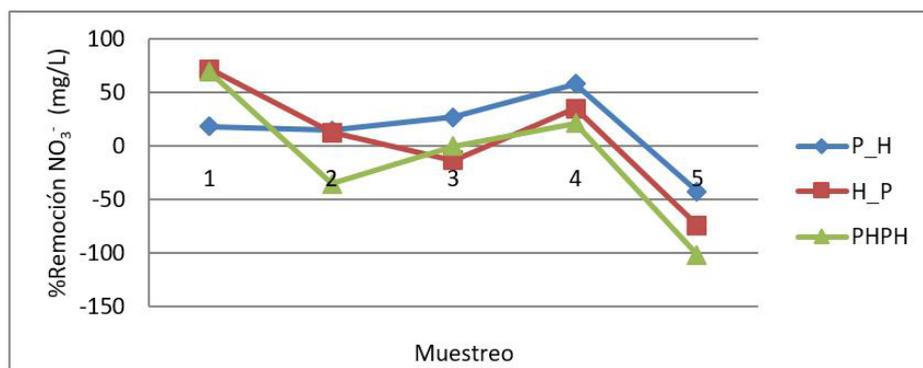


Figura 3. Comportamiento del porcentaje de remoción de NO_3^- (mg/L)

CONCLUSIONES

Los humedales sembrados en esta investigación con policultivos de *Heliconia psittacorum* y *Cyperus papyrus*, mostraron ser sistemas alternativos para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios maduros bajo condiciones tropicales, logrando remociones de materia orgánica promedio de DBO₅ (58.55%), y SST (82,14%) y de nitrógeno de NO_3^- (4,06%)

La configuración PHPH demostró ser más eficiente para el parámetro de DBO₅, en relación con las otras configuraciones P_H y H_P, presentando valores medios superiores.

La especie que mejor se adaptó fue el *Cyperus papyrus* en comparación con la especie *Heliconia psittacorum*, demostrando su alta capacidad de aclimatación, adaptación al tipo de agua y homogeneidad en su reproducción; debido a que esta última presenta daños en su fisiología, ocasionada por la alta toxicidad del lixiviado.

Al comparar los valores máximos permisibles de la Resolución 0631 de 2015 que rige en el país de Colombia, para vertimientos de tratamiento y disposición de residuos (lixiviados) de 800 mg O₂/L, y 400 mg /L, para DBO₅, y SST respectivamente, con los valores obtenidos de las concentraciones a la salida de los sistemas de humedales, indica el cumplimiento, puesto que se encuentran por debajo de dicha normatividad.

REFERENCIAS

- Faulwetter, J.L., Gagnon, V., Sundberg, C., Chazarenc, F., Burr, M.D., Brisson, J., Camper, A.K., Stein, O.R., (2009). Microbial processes influencing performance of treatment wetlands. *Ecological engineering*, 35, 987–1004.
- Karathanasis, A.D., Potter, C.L., Coyne, M.S. (2003). Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering* 20, 157-169
- Londoño, L., Marín, C. (2009) Evaluación de la eficiencia de remoción de materia orgánica en humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial alimentados con agua residual sintética. Trabajo de grado. Universidad Tecnológica de Pereira. Pereira.
- Mosquera, J., Lara, J. (2012) Tratamiento de lixiviados mediante humedales artificiales: revista *Tumbaga*, 1,(7), 73-99
- Nivala, J., Nivala, M.B. Hoos, C. Cross, S. Wallace, G. (2007) Parkin Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Sci. Total Environ.*, 380, 19-27
- Renou, S., Givaudan J., Poulain S., Dirassouyan F., Moulin P. (2008). Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of hazardous materials*, 150(3), 468–93
- Wittgren, H. B. & Maehlum, T. (1997). Wastewater treatment wetlands in cold climates. *Water Science and Technology*, 35, 45-53
- Wojciechowska E., Gajawska M., Obarska H. (2010). Treatment of landfill leachate by constructed wetlands: three case studies. *Polish J. of Environ. Stud.*, 19 (3), 643-650

PP22. Experiencias adquiridas en el desarrollo y construcción de un Humedal Construido Híbrido (HCW, VF-HF) para el tratamiento de aguas residuales de origen sanitario en una fábrica de colchones en el municipio de Lerma de Villada, Estado de México, México

Marco A. Rodríguez Domínguez*

* Departamento de BioCiencias, Universidad de Aarhus. Ole Worms Allé 1, 8000 Aarhus, Dinamarca.
(E-mail: marcord@post.au.dk)

* Dirección de Tecnología e Innovación. Green Growth Group México S.A. de C.V., Tlachaloya 100, 52166, Col. Jorge Jiménez Cantú, Metepec, Estado de México, México.
(E-mail: mard@greengrowth.mx)

Resumen

Este artículo muestra, los retos constructivos y de diseño, los problemas en la ejecución de la obra y las soluciones implementadas que se presentaron al desarrollar un sistema de tratamiento de aguas residuales de tipo Humedal Construido Híbrido (HCW, VF-HF) plantado con *Cyperus papyrus* en México. El periodo de ejecución del proyecto, que está comprendido entre la concepción de la idea, la presentación al inversionista, la ejecución, la corrección de errores constructivos, al arranque y la fase de desarrollo operacional, abarca aproximadamente 2 años, iniciando en el mes de enero de 2015 y finalizando en el mes de marzo de 2017. Actualmente el sistema opera con normalidad, dando tratamiento a las aguas residuales provenientes de los servicios prestados a una plantilla de alrededor de 170 empleados consistentes en baños, regaderas, mingitorios y comedor.

Palabras clave

Humedales Construidos Híbridos; Flujo Sub superficial Vertical, Flujo Sub superficial Horizontal; *Cyperus papyrus*, procedimiento constructivo.

INTRODUCCIÓN

El proyecto fue desarrollado para dar tratamiento a las aguas residuales generadas por la empresa Blaco Export S.A. de C.V., fabricante de una de las marcas comerciales más reconocidas de colchones en México denominada “Dormimundo”.

Las aguas residuales que ésta empresa producía no recibían ningún tratamiento previo su descarga a 3 pozos de absorción, situación que derivó en sanciones en su contra por parte de la autoridad del agua en México, haciendo necesaria la instalación de algún sistema de tratamiento para sus aguas residuales.

La implementación de un sistema de Humedales Construidos (Constructed Wetlands) para el tratamiento de sus aguas residuales resultó ser la tecnología más apropiada dada la expectativa de menores costos de operación y mantenimiento, además de la oportunidad que esta tecnología representa para fortalecer la imagen de sustentabilidad corporativa que la empresa desea proyectar.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño

Ubicación del predio y las descargas

El HCW fue instalado dentro del complejo Dormimundo Lerma, ubicado en el municipio de Lerma, Estado de México, dentro del conjunto industrial ubicado en Miguel Alemán Aeropuerto No. 1500 L1-A Col. Parque Industrial Lerma, 52000 Lerma, México, en las coordenadas X= 441984 Y= 2133985.9.



Figura 1. Vista área del predio antes de la construcción del HCW.

La figura 1 muestra a la izquierda los espacios asignados para el desarrollo de los módulos del Humedal Construido de Flujo Horizontal (HFCW), la suma de todos los espacios disponibles es de 469 m². (Sin considerar la superficie del Humedal Construido de Flujo Vertical [VFCW]). Del lado derecho de la figura se muestra sobre la misma foto satelital, los antiguos puntos de descarga (pozos de absorción); El punto 1 recibía todas las descargas provenientes de los servicios instalados en la nave que marcada con la letra a, el punto 2 recibía las descargas de la nave marcada con la letra b y el punto 3 recibía las provenientes de la nave c.



Figura 2. Vista, de izquierda a derecha, de las zonas I, II, III y IV designadas para el desarrollo de los HFCW. Cada zona tiene una superficie de 127, 180, 115 y 47m², respectivamente.

Consideraciones para el diseño

Parámetro	Valor empírico		Concentración esperada	
	Cantidad	Unidad	Cantidad	Unidad
DBO ₅	47		720	
NT	9.6		146	
PT	2.2	g hab ⁻¹ d ⁻¹	33	mg L ⁻¹
SST	35		533	
Número de usuarios	170	Hab d ⁻¹	NA	NA
Dotación	81	L hab ⁻¹ d ⁻¹	NA	NA
Perdidas	20	%	NA	NA

Área superficial para remoción de contaminantes

Parámetro	Superficies de diseño (m ²)
DBO ₅	288
NT	224
PT	278
CF	1018

Resumen de áreas (m²)

Parámetro	Zona I	Zona II	Zona III	Zona IV
Fosa séptica ¹	3.9	8.6	5.6	NA
Superficie construida VFCW	6.3	13.8	8.9	Sin VFCW
Superficie diseñada HFCW	62	137	89	No diseñada
Superficie construida HFCW	115	180	127	47

Filosofía de operación

Unidad de tratamiento consta de:

1. Una fosa séptica de digestión anaerobia y sedimentación.
2. Tanque de 20 m³ acondicionado para funcionar como un HVCW sin plantas.
3. Celdas de HFCW plantadas con *Cyperus papyrus*.
4. Tanque de contacto con dosificador de cloro.
5. Descarga.

Problemas constructivos



Figura 3. Vista de izquierda a derecha, problemas constructivos asociados a filtraciones, colmatación y perforación de la geomembrana.

RESULTADOS

Actualmente el HCW funciona sin mayores problemas relacionados a su construcción.



Figura4. Diferentes fotografías actuales del sistema que muestra evidencias de prosperidad vegetal.

DISCUSIÓN

Es importante compartir los problemas que se enfrentaron tanto en el diseño como en la construcción de este sistema de humedales con el fin de evitar que los humedales que sean construidos en el futuro enfrenen este tipo de contratiempos, pues los mismos representan pérdidas financieras y de credibilidad para la tecnología.

CONCLUSIONES

Un diseño que contemple todos los factores que intervendrán en la correcta instalación y operación de un CW, además de una ejecución correcta de las obras, permiten alcanzar la estabilidad del sistema en un menor tiempo y diseminar exitosamente la eficiencia de este método de tratamiento de aguas residuales.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos especialmente a: (i) Dr. Armando Rivas, por su invaluable ayuda para el diseño del sistema. (ii) Sr. Moisés Blanga, por financiar el proyecto dentro de su empresa para dar tratamiento a las aguas residuales y por permitirnos libre acceso al mismo para todos los fines científicos necesarios. (iii) Empresa Green Growth Group México S.A. de C.V., por encomendar al expositor la oportunidad y la responsabilidad de llevar a cabo este proyecto.

PP23. Evaluación de sistemas de humedales construidos a escala piloto sembrados con dos tipos de macrófitas para el tratamiento del agua residual proveniente del sacrificio de porcinos en el matadero del municipio de El Tambo, Cauca, Colombia

Yessica Viviana Muñoz Bolaños*, Daniela Lizbeth Guerra Delgado*, Danibazan Vidal Juan Camilo*, Caicedo López Catalina*, Cruz Ruiz Angie Nathaly*, Manquillo Pino Marlen Lorena*, Jessika Daniela Muñoz Sandoval*, Carolina Naranjo Chamorro*, Harold Andrés Ortega Moncayo*, Juan Carlos Casas Zapata*.

* Departamento de Ingeniería Ambiental, grupo de investigación Ciencia e Ingeniería en sistemas Ambientales-GCISA, Universidad del Cauca, Popayán, Cauca, Colombia.
(E-mail: jccasas@unicauca.edu.co)

Resumen

Se evaluó sistemas piloto de HC en central de sacrificio de porcinos Municipio El Tambo, Cauca. Se usó *Heliconia psittacorum* y *Cyperus Haspan*, con un caudal de 12 L/ día, un tiempo de retención hidráulico de 4 días, la remoción obtenida fue DQO (78,48% y 79,34%) y SST (82,47% y 88,66%).

Palabras Clave

Humedal construido, remoción, macrófitas, central de sacrificio

INTRODUCCIÓN

En los países en vías de desarrollo como Colombia, las descargas orgánicas provenientes de la actividad de las centrales de sacrificio generan altos niveles de contaminación en fuentes de agua. Esta situación es especialmente difícil en municipios pequeños, donde las limitaciones técnicas y económicas no permiten poner en funcionamiento medidas de manejo ambiental que solucionen el problema. Sin embargo, la implementación de tecnologías simples y económicas hace viable abordar el problema de forma eficaz (Guerrero & García, 2004). Una tecnología aconsejable para estos países son los Humedales Construidos (HC) caracterizados por su gran eficiencia, simplicidad de operación, bajo costo energético, baja producción de residuos, mantenimiento relativamente fácil y económico, además tienen buena integración al medio ambiente y no requieren de la adición de reactivos químicos y de energía (Diemet al., 2010).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se instalaron cuatro sistemas de HCFSSH a escala piloto. Cada sistema estaba conformado por un tanque en fibra de vidrio, de dimensiones 0,6m de ancho, 1,0m de largo y 0,6m de profundidad; una altura de lámina de agua de 0,20 m y una pendiente de 2%. Las macrófitas se sembraron con una densidad de 6 plantas por 0,6 m², su distribución fue la siguiente: los humedales 1 y 3 se plantaron con *Cyperus haspan* (HCFSSH-C.h) y los humedales 2 y 4 con *Heliconia psittacorum* (HCFSSH-H.p).

Se instalaron macro goteos (Equipo usado para la inyección de soluciones intravenosas) en la entrada y salida de las unidades con el fin de mantener controlar el caudal y mantener un tiempo de retención hidráulico de cuatro días (Crites & Tchobanoglous, 1988).

La tubería y accesorios PVC empleados fueron de 1 pulgada de diámetro. Se ubicaron dos piezómetros de tubería PVC de 2 pulgadas en el centro de los tanques, uno a 15 cm de la entrada y el otro a 15 cm antes de la salida. El medio filtrante usado fue grava pre lavada de 1 pulgada con porosidad del 40%. La altura de grava en los tanques fue de 25 cm.

ANÁLISIS Y RESULTADOS

Los valores medios de porcentaje de remoción fueron de 74.91 ± 10.22 , 78.48 ± 4.97 , 67.59 ± 11.49 , 79.34 ± 10.50 para HC-C.h.1, HC-C.h.2, HC-H.p.1, HC-H.p.2, respectivamente. Las eficiencias de remoción del HC-H.p.1. y del HC-H.p.2 fueron similares. Por otro lado, El HC-C.h.1 y el HC-C.h.2 presentaron una diferencia en los porcentajes de remoción de 11.75%; aunque el sistema HC-C.h.1 visualmente haya presentado mayor densidad poblacional no tuvo menor desempeño en comparación con HC-C.h.2 esto posiblemente ocurrió porque los HC en alguna etapa de su funcionamiento no presentan reducciones en las concentraciones de DQO.

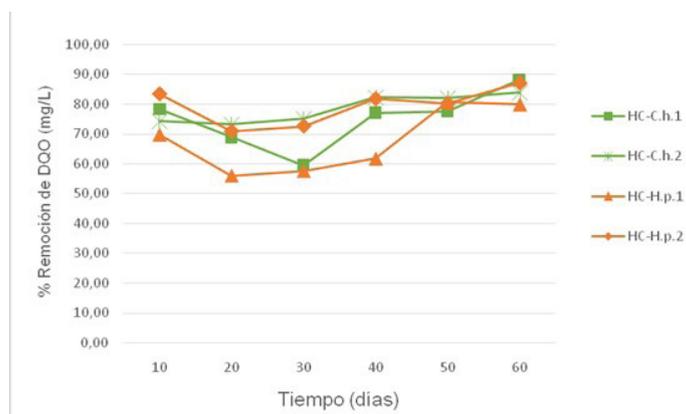


Figura 1. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Según la figura 2. Las medias de la eficiencia de remoción de SST fueron de 79.40 ± 10.30 , 82.47 ± 12.26 , 66.02 ± 22.06 y de 88.66 ± 8.17 para HCFSSH-C.h.1, HCFSSH-C.h.2, HCFSSH-H.p.1, HCFSSH-H.p.2, respectivamente. Cabe resaltar que la diferencia de remoción de SST entre el HC- H.p.1 y el HC- H.p.2 es de 22.64% esto pudo pasar porque HC-H.p.2 presentó visualmente mayor crecimiento poblacional y por lo tanto mayor desarrollo de raíces lo que ayuda a la sedimentación de sólidos suspendidos la cual es promovida por la baja velocidad de flujo y por el hecho de que el agua se mueve muy lentamente a través de los HC debido a la resistencia proporcionada por las raíces y al flujo laminar característico; las raíces de plantas en los HC también pueden servir como trampas de sedimentos que promueven la filtración y adsorción de sólidos (Llagas y Gómez, 2006).

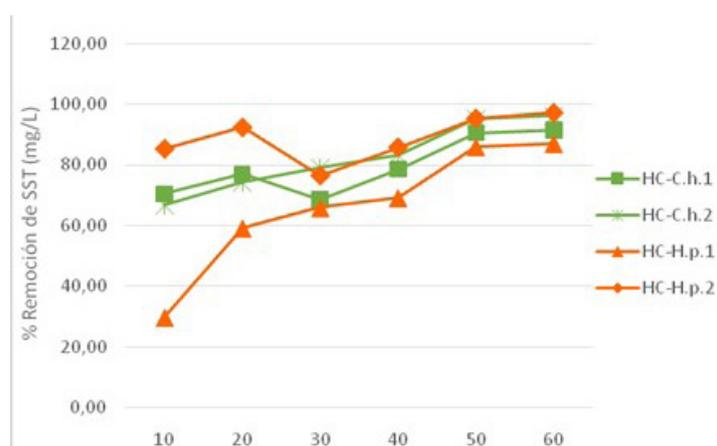


Figura 2. Sólidos Suspendidos Totales (SST)

La variación de pH de los sistemas de HCFSSH pueden observarse en la figura 3. Los valores medios de cada sistema fueron de 7.28, 7.43, 7.35, 7.43 para HCFSSH-C.h.1, HCFSSH-C.h.2, HCFSSH-H.p.1, HCFSSH-H.p.2, respectivamente. Los niveles de pH de los efluentes de los sistemas de HCFSSH varían entre 7.14 y 7.60, éstos están dentro del rango óptimo para el crecimiento de bacterias relacionadas con el tratamiento de aguas residuales (4.00-9.50) (Metcalf & Eddy, 1991), además coinciden con los

valores próximos al pH neutro encontrados normalmente en los HC (Arias, 2004).

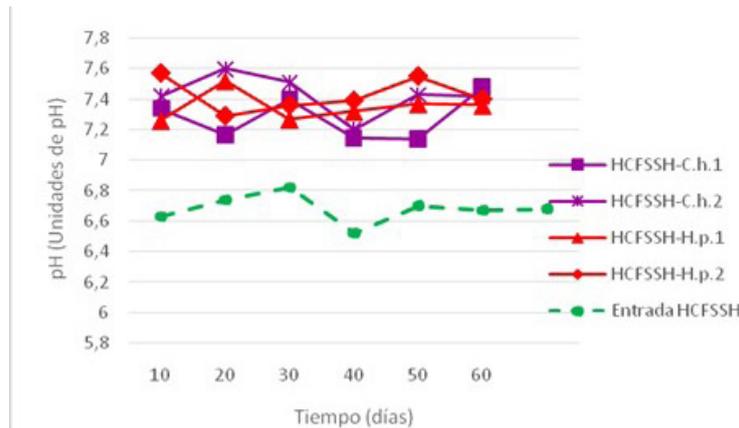


Figura 3. Comportamiento del pH

CONCLUSIONES

El tratamiento secundario de efluentes de pequeñas centrales de sacrificio de porcinos es viable realizarlo con HCFSSH sembrados con las especies *Cyperus haspan* y *Heliconia psittacorum* puesto que los porcentajes de remoción fueron para DQO (78,48% y 79.34%) y SST (82.47% y 88.66%).

Los porcentajes medios de remoción de DQO y SST de HCFSSH-C.h.2 y HCFSSH-H.p.2 no presentan diferencias estadísticamente significativas (P -valor <0.05) según la prueba T para muestras independientes aunque se detecta mayor eficiencia de remoción del HCFSSH-H.p.2.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se realizó gracias al apoyo económico de la Vicerrectoría de Investigaciones, Universidad del Cauca, y al municipio del Tambo, Cauca

REFERENCIAS

- Arias, O. 2004. Estudio de la biodegradación de la materia orgánica en humedales construidos de flujo subsuperficial. Universidad Politécnica de Catalunya.
- Crites, R; Tchobanoglous. G. 1998. Small and Decentralized Wastewater Management Systems. Water Resources and Environmental Engineering.
- Guerre Diem, N., Konnerup, D., Schierup, H., Chiem, N., Tuan, L & Brix, H. 2010. Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: Effects of hydraulic loading rate. Ecological Engineering, 36, 527-535. J & Garcia. J. (2004). Manejo de aguas residuales orientado hacia procesos de tratamiento por humedales artificiales. Scientia ET Technica, 97-104.
- Llagas, W y Gómez, E. 2006. Diseño de humedales artificiales par para el tratamiento de aguas residuales en la UNMSM. Revista Del Instituto de Investigaciones, 12.
- Metcalf & Eddy. (1991). Wastewater engineering: Treatment and reuse. (N. D. T. McGraw-Hill, Ed.) (3 ed)

LIBRO DE MEMORIAS 2018

**IV CONFERENCIA PANAMERICANA DE SISTEMAS DE HUMEDALES
15 - 18 DE MAYO DE 2018**

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
LIMA - PERÚ**



LIBRO DE MEMORIAS 2018

IV CONFERENCIA PANAMERICANA DE SISTEMAS DE HUMEDALES
15 - 18 DE MAYO DE 2018

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
LIMA - PERÚ



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA