

# Remoción de cipermetrina presente en el baño de ganado utilizando humedales construidos

## Removal of cypermethrin from cattle bath by using constructed wetland system

## Remoção de cipermetrina presente no banho de gado utilizando poças construídas

José Luis Marrugo-Negrete,<sup>1</sup> José Gregorio Ortega-Ruiz,<sup>2</sup> Amado Enrique Navarro-Frómeta,<sup>3</sup> Germán Holland Enamorado-Montes,<sup>4</sup> Iván David Urango-Cárdenas,<sup>5</sup> José Joaquín Pinedo-Hernández,<sup>6</sup> José David Durango-Hernández,<sup>7</sup> Arnulfo José Estrada-Martínez<sup>8</sup>

<sup>1</sup> PhD, Universidad del Valle. Profesor titular, Director del Grupo de Aguas Química Aplicada y Ambiental, Universidad de Córdoba. Montería, Colombia. jmarrugo@correo.unicordoba.edu.co

<sup>2</sup> Médico veterinario zootecnista, Universidad de Córdoba. Investigador, Grupo de Aguas Química Aplicada y Ambiental, Universidad de Córdoba. Montería, Colombia. jortegarui@correo.unicordoba.edu.co

<sup>3</sup> PhD, Instituto Azerbaidzhán de Petróleo y Química Azizbekov. Profesor titular, Universidad Tecnológica Izúcar de Matamoros. Puebla, México. nnavarro48@utim.edu.mx

<sup>4</sup> Químico, Universidad de Córdoba. Investigador, Grupo de Aguas Química Aplicada y Ambiental, Universidad de Córdoba. Montería, Colombia. germanenamorado@unicordoba.edu.co

<sup>5</sup> MSc, Universidad de Córdoba. Profesor de cátedra, Grupo de Aguas Química Aplicada y Ambiental, Universidad de Córdoba. Montería, Colombia. ivanurango@correo.unicordoba.edu.co

<sup>6</sup> MSc, Universidad de Córdoba. Profesor de cátedra, Grupo de Aguas Química Aplicada y Ambiental, Universidad de Córdoba. Montería, Colombia. jjoaquinpinedo@correo.unicordoba.edu.co

<sup>7</sup> MSc, Universidad de Córdoba. Investigador, Grupo de Aguas Química Aplicada y Ambiental, Universidad de Córdoba. Montería, Colombia. jdurangofernandez@correo.unicordoba.edu.co

<sup>8</sup> MSc, Universidad de Córdoba. Investigador, Grupo de Aguas Química Aplicada y Ambiental, Universidad de Córdoba. Montería, Colombia. aestradamartinez@correo.unicordoba.edu.co

Fecha de recepción: 23/07/2015

Fecha de aceptación: 15/04/2016

Para citar este artículo: Marrugo-Negrete JL, Ortega-Ruiz JG, Navarro-Frómeta AE, Enamorado-Montes GH, Urango-Cárdenas ID, Pinedo-Hernández JJ, Durango-Hernández JD, Estrada-Martínez AJ. Remoción de cipermetrina presente en el baño de ganado utilizando humedales construidos. *Corpoica Cienc Tecnol Agropecuaria*. 17(2):203-216

## Resumen

El control de ectoparásitos en el sector ganadero implica el uso de productos químicos para prevenir pérdidas en la producción. En las pequeñas fincas productoras de leche del departamento de Córdoba, el uso del sistema de bombeo para el baño del ganado es habitual en las actividades agropecuarias. En este trabajo se evaluó la eficiencia de degradación de cipermetrina en tres humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal a escala de laboratorio, plantados con las especies *Limnocharis flava*, *Cyperus papyrus* y *Alpinia purpurata* sp., y un sistema sin plantar. De igual forma, se determinó la retención de sólidos suspendidos totales (SST), fósforo total (PT) y demanda química de oxígeno (DQO) como indicadores del recurso hídrico. Inicialmente, la

muestra fue sometida a un tratamiento primario con filtro de arena, flujo descendente-ascendente, y posteriormente un tratamiento en el sistema de humedales operado bajo flujo continuo de 7 ml/min. El humedal que contenía la especie *Limnocharis flava* presentó mejores resultados para la degradación de compuestos orgánicos con  $97,9 \pm 2,5\%$  (cipermetrina) y  $69,1 \pm 3,7\%$  (DQO), con diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) respecto al sistema sin plantar. Las remociones más altas de SST se observaron en los humedales con *Cyperus papyrus*, hasta 62,0 %, aunque no se presentaron diferencias con los otros sistemas plantados evaluados, estas fueron significativamente mayores a los humedales sin plantar.

**Palabras clave:** control de plagas, ganado bovino, residuos de plaguicidas, explotaciones ganaderas, manejo de aguas, plantas acuáticas

## Abstract

Ectoparasite control in the livestock sector involves the use of chemicals to prevent production losses. In small farms that produce milk in the Córdoba department, the use of the pumping system for the cattle bath is common between farmers. In this work, cypermethrin degradation efficiency was evaluated in three lab-scale subsurface flow constructed wetland planted with *Limnocharis flava*, *Cyperus papyrus* and *Alpinia purpurata* sp., and one unplanted system, all of the beds were gravel based; then, total suspended solids and total phosphorus retention, and elimination of chemical oxygen demand were measured as water quality parameters. The wastewater

was pretreated in a descending-ascending slow sand filter, and then was conducted to a wetland continuous flow fed at 7 ml/min. *Limnocharis flava* bed was higher for the degradation of organic compounds, with  $97.9 \pm 2.5\%$  and  $69.1 \pm 3.7\%$  for cypermethrin and chemical oxygen demand respectively, with statistically significant differences ( $p < 0,05$ ) respect to unplanted bed. The higher SST removal were found in the *Cyperus papyrus* wetland, with 62,0 %, however, no differences were observed with the other evaluated planted systems, as opposed these were significantly higher than unplanted wetlands.

**Keywords:** Pest control, Cattle, Pesticide residues, Livestock farms, Water management, Aquatic plants

## Resumo

O controle de ectoparasitos no sector pecuário implica o uso de produtos químicos para prevenir perdas na produção. Nos pequenos sítios produtores de leite do departamento de Córdoba, o uso do sistema de bombeamento para o banho do gado é habitual nas atividades agropecuárias. Em este trabalho avaliou-se a eficiência de degradação de cipermetrina em três poças construídas de fluxo sub-superficial horizontal a escala de laboratório, semeados com as espécies *Limnocharis flava*, *Cyperus papyrus* e *Alpinia purpurata* sp., e um sistema sem plantar. De igual forma, se determinou a retenção de sólidos suspensos totais (SST), fósforo total (PT) e demanda química de oxigênio (DQO) como indicadores do recurso hídrico. A

amostra inicialmente foi submetida a um tratamento primário com filtro de areia, fluxo descendente-ascendente, para posterior tratamento no sistema de poças operado baixo fluxo contínuo de 7 ml/min. O poça que continha a espécie *Limnocharis flava* apresentou melhores resultados para a degradação de compostos orgânicos com  $97,9 \pm 2,5\%$  (cipermetrina) e  $69,1 \pm 3,7\%$  (DQO), com diferenças estatisticamente significativas ( $p < 0,05$ ) a respeito ao sistema sem plantar. As remoções más altas de SST se observaram nas poças com *Cyperus papyrus*, hasta 62,0%, porém não se apresentaram diferenças com os outros sistemas semeados avaliados, estas foram significativamente maiores às poças sem plantar.

**Palavras chave:** controle de plagas, gado bovino, resíduos de pesticidas, explorações de gado, manejo de águas, plantas aquáticas.

## Introducción

Los métodos tradicionales para el control de ectoparásitos, como la garrapata, incluyen la aspersión de acaricidas con túneles o mangas y la aspersión manual con bombas de espalda, basados en la aplicación de productos químicos como clorpirifos, amitraz, etión (ethion) y cipermetrina sobre la superficie corporal del animal (Díaz 2012). Al bañar el ganado, una gran porción de esta mezcla cae sobre los corrales y puede llegar por escorrentía a los cuerpos de agua, esto se convierte en una contaminación de fuente no puntual y sus impactos negativos, sobre el ambiente y los seres humanos, son ampliamente reconocidos (Woli et al. 2004; Cheng et al. 2007; McGechan et al. 2008; Vinten et al. 2009; Fu et al. 2013). Otro factor que conlleva a usar mayores cantidades de plaguicidas es la resistencia que logran los ectoparásitos a causa de la aplicación de los agroquímicos sin estrategias definidas (Fernández-Salas et al. 2012; Araque et al. 2014; Machado et al. 2014).

En Colombia, la cipermetrina y sus isómeros son ingredientes activos comúnmente empleados en el sector agropecuario (Instituto Colombiano Agropecuario 2011). Las formulaciones para uso en ganadería, en comparación con las de uso agrícola, son las que más riesgo pueden suponer para el ambiente, debido a que consisten en emulsificantes concentrados a base de aceites, lo que les permite ser de dos a nueve veces más tóxicas, debido a interacciones sinérgicas (Sánchez y Barahona 2005; Richterová y Svobodova 2012). Por su parte, las buenas prácticas ganaderas (BPG) pretenden implementar estándares de calidad que aseguren la inocuidad de la leche y la carne en el sector ganadero, a la vez que se minimizan los posibles deterioros ambientales inherentes a cualquier sistema productivo. El estiércol es un residuo que ha generado grandes inconvenientes y críticas al subsector, principalmente por las elevadas tasas de nutrientes que puede incorporar al suelo y al recurso hídrico y, más recientemente, por la emisión de gases de efecto invernadero (Havlikova et al. 2008; Pinos-Rodríguez et al. 2012; Chhabra et al. 2013; Kim et al. 2014).

La generación de un tipo de agua residual contaminada con plaguicidas y altos contenidos de nutrientes

provenientes del estiércol, luego del bañado del ganado y de la posterior limpieza del sitio donde se realiza la actividad, crea la necesidad de una gestión dentro las BPG. Los sistemas de humedales construidos (HC) producen agua tratada y básicamente son sistemas de ingeniería que se diseñan y construyen para aprovechar los procesos naturales asociados a la presencia de una vegetación, un sustrato y al consorcio de microorganismos asociados para el tratamiento de un agua residual (Vymazal 2014); representan una alternativa adecuada para el tratamiento de aguas contaminadas en países en vía de desarrollo, ya que son de bajo costo de construcción, fácil operación y demandan poco mantenimiento. Estos sistemas no requieren del consumo de combustibles fósiles ni reactivos químicos para su operación, lo que aumenta su sustentabilidad (García y Corzo 2008). Se ha identificado que los sistemas de humedales construidos eliminan o transforman varios contaminantes (orgánicos, nutrientes, elementos traza, entre otros) mediante una serie de procesos naturales, biológicos y químicos, que conllevan a un aumento en la calidad del agua (Stefanakis et al. 2014).

Los HC se han empleado con éxito para el tratamiento de efluentes con características similares como los que resultan de las granjas de cerdos, donde se han removido eficientemente compuestos farmacéuticos como fluoroquinolona y tetraciclina en aguas con una demanda química de oxígeno inicial de 1.042 y 340 mg/L de material particulado (Carvalho et al. 2013). Mientras que en granjas de aves de corral, para aguas con concentraciones de carbono orgánico total entre 291 y 1.328 mg/L, se reportan remociones por encima del 70 % (Li et al. 2012).

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la eficiencia de diferentes tipos de HC a escala de laboratorio, plantados con diferentes especies de macrófitas, para mejorar las características de un efluente proveniente del baño del ganado, con el fin de aportar tecnologías limpias de bajo costo que puedan ser implementadas dentro de las fincas ganaderas para minimizar los impactos ambientales asociados con el control de ectoparásitos.

## Materiales y métodos

### Recolección de muestras

El agua residual a tratar se tomó de una finca con actividades ganaderas donde se emplea el método de bombeo por aspersión para el baño y el plaguicida utilizado en las jornadas de control de ectoparásitos fue cipermetrina como ingrediente activo. La estrategia del baño consistió en seleccionar pequeños lotes de reses por aplicación (en una aplicación se recomienda que a una bomba de 20 L se adicionen alrededor de 20 ml del producto comercial). La muestra a tratar se recolectó luego del lavado de los establos y se almacenó en recipientes plásticos de 250 L previamente lavados. Diferentes submuestras de 1 L fueron tomadas para su caracterización.

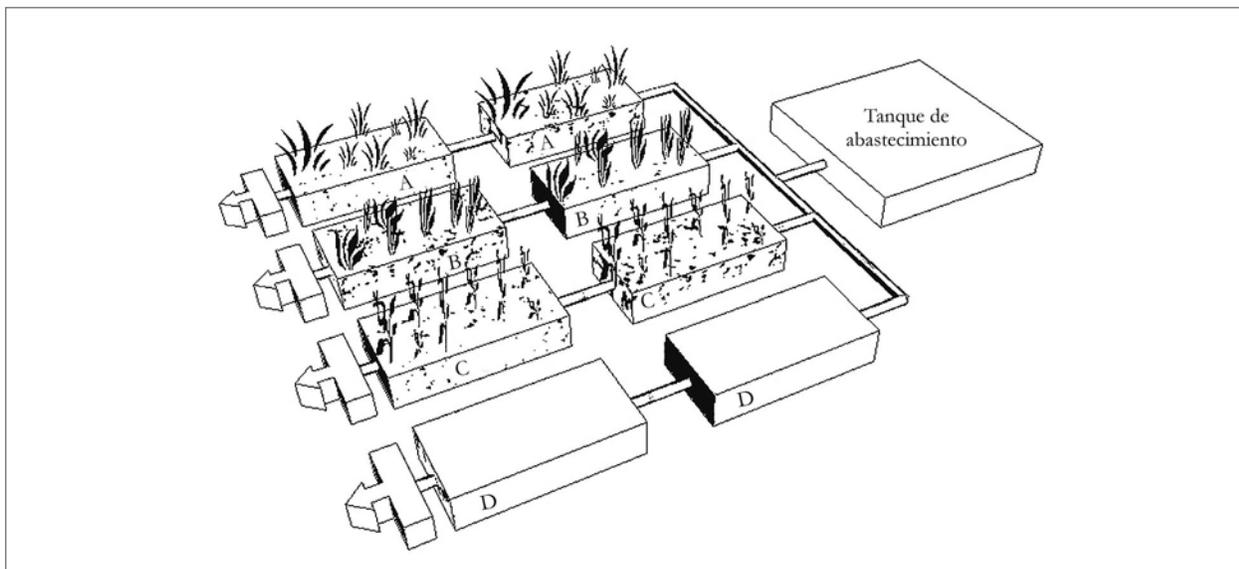
### Tratamiento primario

El uso de HC para el tratamiento de aguas residuales, generalmente requiere de un procedimiento primario para reducir los sólidos totales, lo que previene la colmatación y alarga su vida media (Caselles-Osorio y García 2007; Álvarez et al. 2008; Pedescoll et al. 2011; Hedegaard y Albrechtsen 2014). El agua a tratar se pasó a través de un sistema de filtros de

arena-grava que constó de uno grueso dinámico (FGDi) descendente y uno grueso ascendente (FGA) para la reducción de los sólidos suspendidos y sedimentables (Durango et al. 2014).

### Localización y diseño de los humedales construidos

El sistema de humedales fue construido en un invernadero ubicado en las instalaciones de la Universidad de Córdoba, en la ciudad de Montería, Colombia (8° 47' 32,0" N, 75° 51' 41,9" W), bajo condiciones naturales de luz y temperatura ambiente entre 29 y 37 °C. Se diseñaron cuatro series de HC de flujo subsuperficial horizontal; cada serie consistió de dos reactores o microcosmos (figura 1). Los microcosmos con dimensiones de 80 cm de largo, 80 cm de alto y 40 cm de ancho fueron llenados con 39 cm de grava de cantera principalmente de un tamaño de 1 a 3 cm, porosidad de 0,42,  $D_{60} = 10$  mm y  $D_{10} = 7,5$  mm, con una altura de la columna de agua de 34 cm, regulada por una tubería ajustable de PVC dispuesta en la salida (figura 1). El sistema funcionó por gravedad y se operó a flujo continuo con una carga hidráulica de 3,15 cm/día (tiempo de residencia hidráulica de 4,5 días y flujo aproximado de 7 ml/min), revisado cada ocho horas y reajustado en los casos que se requirió.



**Figura 1.** Diseño de los sistemas de humedales construidos a escala laboratorio plantados con A: *Cyperus papyrus*; B: *Limnocharis flava*; C: *Alpinia purpurata* sp. y D: control sin plantar.

Fuente: Elaboración propia

## Adaptación de las plantas

El esquema de las series de HC evaluados se puede observar en la figura 1. La serie A fue plantada con *Cyperus papyrus* L. (papiro), adquirido en viveros de la región; las series B y C fueron plantadas con *Limnocharis flava* (L.) Buchenau (lirio amarillo) y *Alpinia purpurata* (Vieill.) K Schum. (gínger), respectivamente, y fueron obtenidas en orillas de canales pluviales cercanos a la Universidad de Córdoba; y la serie D funcionó como un control sin plantar. Todas las plantas fueron adaptadas por un periodo de un mes, en recipientes de 10 L que contenían grava de tamaño similar al de los microcosmos. Las plantas que presentaron un mejor desarrollo fueron escogidas para ser plantadas en los respectivos HC y readaptadas dentro del mismo por 30 días; se operaron a la carga hidráulica establecida y alimentadas con el agua residual filtrada.

## Análisis de muestras

Después del periodo de readaptación, se tomaron muestras a la entrada y salida de cada serie de HC a los 0, 4, 8, 12 y 16 días, para un n igual a 5, se determinaron los parámetros de pH (método electrométrico 4500-HB), SST (método gravimétrico-secado a 103-105 °C, SM 2540D), PT (digestión ácida-ácido ascórbico SM 4500-P.B.4) y DQO (método reflujo cerrado-volumétrico SM5220C); todos los reactivos empleados fueron grado analítico, utilizando los procedimientos descritos por la American Public Health Association et al. (2005). El análisis de cipermetrina se llevó a cabo utilizando cromatógrafo de gases Trace GC-Ultra acoplado a un espectrómetro de masas DSQ II marca Thermo, equipado con una columna capilar VF-5 (30 m x 0,25 mm ID, df = 0,25 micras), con helio como gas de arrastre (pureza grado 5), el programa del horno inició con una temperatura de 80 °C por 1 min, luego se aplicó una rampa de 10 °C/min hasta llegar a los 300 °C y se mantuvo por 10 min (Hladik et al. 2009). Las muestras fueron tomadas en frascos ámbar de 1 L y almacenadas a 4 °C hasta su análisis. Estos fueron realizados por duplicado y mostrados como la media  $\pm$  desviación estándar.

## Análisis estadísticos de los datos

Se usó un diseño unifactorial (tipo de planta) con cuatro niveles (papiro, lirio amarillo, gínger y sin plantar). Para determinar el efecto que tiene el tipo de macrófita sobre la remoción de cipermetrina, DQO, SST y PT, se empleó un Anova de una vía. Los análisis de comparación múltiple fueron realizados mediante el procedimiento de la menor diferencia significativa de Fisher (Fisher LSD). La normalidad de los resultados en cada variable se comprobó con la prueba de Shapiro Wilk ( $p > 0,05$ ). Todas las pruebas fueron realizadas a un nivel de significancia de 0,05, empleando el *software* comercial Statistica versión 7 de StatSoft Inc. para Windows. Las eficiencias de remoción fueron calculadas como:

$$\text{Porcentaje de remoción} = \frac{C_{\text{inicial}} - C_{\text{final}}}{C_{\text{inicial}}} \times 100 \%$$

Donde:

$C_{\text{inicial}}$  = concentración a la entrada del humedal (cipermetrina, DQO, SST y fósforo)

$C_{\text{final}}$  = concentración a la salida del humedal (cipermetrina, DQO, SST y fósforo).

## Resultados y discusión

### Caracterización y tratamiento primario (filtro arena-grava)

Diferentes autores han evaluado la calidad de las aguas residuales generadas en granjas productivas. Li et al. (2012) reportaron niveles de carbono orgánico total entre 279 y 1.505 mg/L y de PT entre 2,8 y 13,4 mg/L; Zhang et al. (2012), concentraciones de DQO de 1.103 mg/L y valores de PT de 14,4 mg/L; y Carvalho et al. (2013), valores de DQO de 1.042 mg/L y de pH entre 7,3 y 8,1. Los resultados anteriores son consistentes con los reportados en este estudio para el agua sin tratamiento (tabla 1), pero son mucho más bajos que los reportados por Lee y Shoda (2008), con una DQO entre 5.000 y 5.700 mg/L y pH entre 8,4 y 8,7, y Othman et al.

(2013), con una DQO de 3.600 mg/L y PT de 380 mg/L. La tabla 1 muestra los resultados obtenidos para el análisis de la muestra de agua residual sin tratar y después de ser sometida al tratamiento primario consistente de filtros de arena-grava. Los altos valores

de DQO, PT y SST evidencian una baja calidad del agua y requieren de manera urgente un tratamiento antes de ser vertidos a cualquier cuerpo de agua o al suelo; incluso por el alto contenido de sólidos se hace complicado el reúso del agua para la misma actividad.

**Tabla 1.** Caracterización de las aguas residuales de corrales, provenientes de una finca ganadera con manejo de ectoparásitos mediante bombeo por aspersión con cipermetrina

pH	DQO (mg/L)	PT (mg/L)	SST (mg/L)	Cipermetrina (mg/L)
Agua sin tratar, directamente del corral				
7,45 ± 0,62	1.996,8 ± 107,3	31,05 ± 12,80	141,46 ± 70,7	13,25 ± 1,42
Agua filtrada				
7,15 ± 0,44	998,4 ± 64,0	19,37 ± 5,90	75,10 ± 12,4	8,25 ± 2,41

Fuente: Elaboración propia

Niveles de cipermetrina, como los mostrados en la tabla 1, pueden causar estrés oxidativo en especies como *Clarias batrachus*, *Prochilodus lineatus* y *Cyprinus carpio* y estar asociados con efectos citotóxicos en peces (Loteste et al. 2013; Al-Ghanim 2014; Kumar et al. 2014; Taju et al. 2014).

Después del tratamiento primario, se encontraron porcentajes de remoción por encima del 50 % para los parámetros evaluados, lo que evidencia la importancia de la eliminación del alto contenido de sólidos propios de los residuos líquidos de las actividades ganaderas, los cuales, a su vez, pueden influir en la operación de los HC.

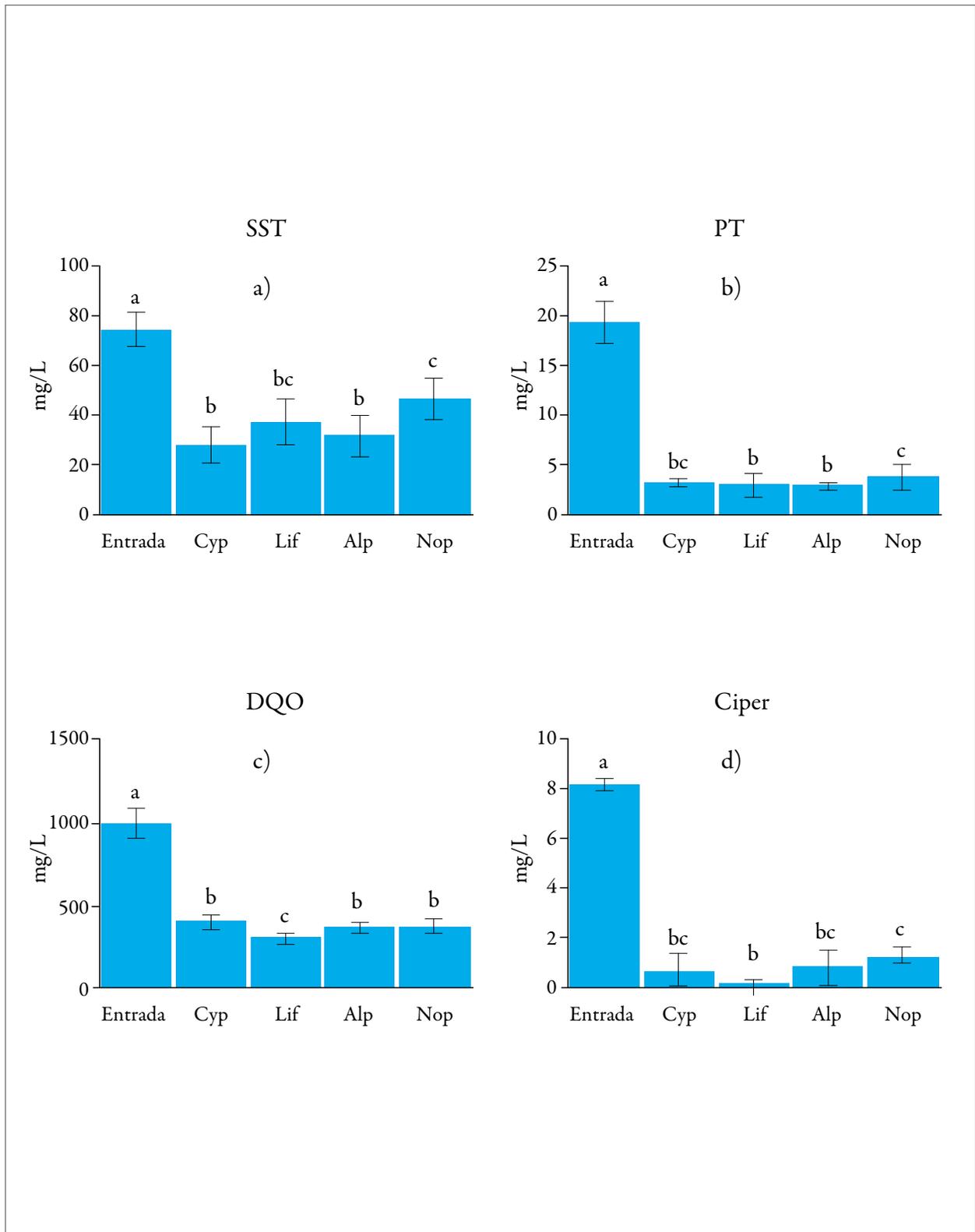
### Concentraciones de entrada y salida en los humedales construidos

Las concentraciones medias a la entrada y salida de los HC, se muestran en la figura 2 (las medias para los cinco muestreos y las desviaciones estándar con las que se construyó la figura 2, se detallan en el material suplementario tabla 2).

Los HC plantados con *L. flava* mostraron las concentraciones medias de salida más bajas para cipermetrina (37,11 ± 9,23 mg/L), DQO (306,64 ± 26,25 mg/L) y PT (2,91 ± 1,14 mg/L), mientras que las concentraciones medias de salida más bajas para SST (27,96 ± 7,27 mg/L) se registraron en el HC plantado con *C. papyrus* (figura 2).

Por su parte, en los HC sin plantar se registraron las concentraciones medias de salida más elevadas, para los parámetros de cipermetrina (1,33 ± 0,36 mg/L), PT (3,68 ± 1,26 mg/L) y SST (46,77 ± 8,27 mg/L), el HC plantado *C. papyrus* mostró los niveles medios de salida más elevados respecto a la DQO (409,16 ± 43,10 mg/L) (figura 2).

La concentración de entrada frente a la concentración de salida dentro de un mismo nivel mostró diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) en todas las variables de respuesta. Las letras sobre las columnas verticales de las figuras 2a, 2b, 2c y 2d, resumen las diferencias significativas encontradas ( $p < 0,05$ ).



**Figura 2.** Concentraciones de entrada frente a concentraciones de salida. a) SST; b) PT; c) DQO; d) cipermetrina, (Ciper).

Nota: Cyp: *Cyperus papyrus*; Lif: *Limncharis flava*; Alp: *Alpinia purpurata* sp.; NoP: HC sin plantar. Las barras verticales denotan las desviaciones estándar. Las letras sobre las columnas verticales (a, b y c) indican las diferencias significativas ( $p < 0,05$ )

Fuente: Elaboración propia

**Tabla 2.** Valores medios de pH, temperatura (temp), SST, PT, DQO y cipermetrina (Ciperin), para la entrada y salida de los HCs

	<i>Cyperus papyrus</i>			<i>Limnocharis flava</i>		<i>Alpinia purpurata</i> sp.		Control sin plantar	
	Entrada	Salida	%Rem	Salida	%Rem	Salida	%Rem	Salida	%Rem
pH	6,65 (0,10)	7,49 (0,08)		7,61 (0,05)		7,20 (0,15)		6,87 (0,11)	
Temp. °C	30,2 (2,0)	25,5 (1,73)		24,3 (1,61)		25,2 (1,55)		26,4 (0,97)	
SST mg/L	74,38 (6,87)	27,96 (7,27)	62,4 (8,7)	37,11 (9,23)	50,1 (18,4)	31,60 (8,45)	57,5 (13,6)	46,77 (8,27)	37,1 (7,7)
PT mg/L	19,37 (2,04)	3,21 (0,27)	83,4 (0,02)	2,91 (1,14)	85,0 (0,06)	2,88 (0,39)	85,1 (0,02)	3,68 (1,26)	81,0 (0,03)
DQO mg/L	1004,67 (86,29)	409,16 (43,10)	59,4 (5,8)	306,64 (26,25)	69,1 (3,7)	369,29 (33,73)	62,9 (5,0)	381,70 (57,91)	63,5 (4,5)
Ciperin. mg/L	8,25 (0,21)	0,76 (0,65)	90,7 (7,9)	0,18 (0,21)	97,9 (2,5)	0,88 (0,69)	89,3 (8,4)	1,33 (0,36)	83,9 (7,5)

Nota: En paréntesis las desviaciones estándar. Los porcentajes de remoción (%Rem) se muestran en cursiva, para los casos en los que se calcula. N = 5

Fuente: Elaboración propia

Las concentraciones de salida de los SST difirieron entre los HC evaluados ( $p = 0,014$ ); se encontró la mayor concentración en el lecho sin plantar y la menor en los HC plantados con *C. papyrus* y *A. purpurata* sp.

Las concentraciones de salida de PT difirieron entre los tratamientos ( $p = 0,011$ ). Se observó una concentración mayor de PT en el lecho sin plantar y menor en los HC plantados con *L. flava* y con *A. purpurata* sp.

El factor tipo de planta fue mucho más significativo sobre el parámetro DQO ( $p = 0,000$ ). Todos los tratamientos fueron significativos ( $p < 0,05$ ), excepto el del HC plantado con *A. purpurata* sp., respecto al lecho sin plantar.

La variable de respuesta cipermetrina resultó estadísticamente significativa ( $p = 0,022$ ). Sin embargo, la prueba de Fisher LSD únicamente mostró diferencias significativas para el HC plantado con *L. flava* y el lecho sin plantar.

### Eficiencia de los humedales construidos

Las variaciones medias de pH a la entrada y la salida de los HC se encuentran dentro de lo esperado para humedales de tipo subsuperficial horizontal, de 6 a 8 unidades de pH; por su parte, la temperatura estuvo en el rango de 22 a 34 °C en todos los muestreos (los valores medios y las desviaciones estándar se pueden consultar en el material suplementario tabla 2). Tanto la temperatura como el pH juegan un rol importante en varios de los procesos de eliminación de los diferentes contaminantes, pueden potenciar las condiciones en las cuales existen diferentes tipos de microorganismos cruciales en la degradación de moléculas orgánicas, así como también importantes reacciones químicas (Kadlec y Wallace 2008a).

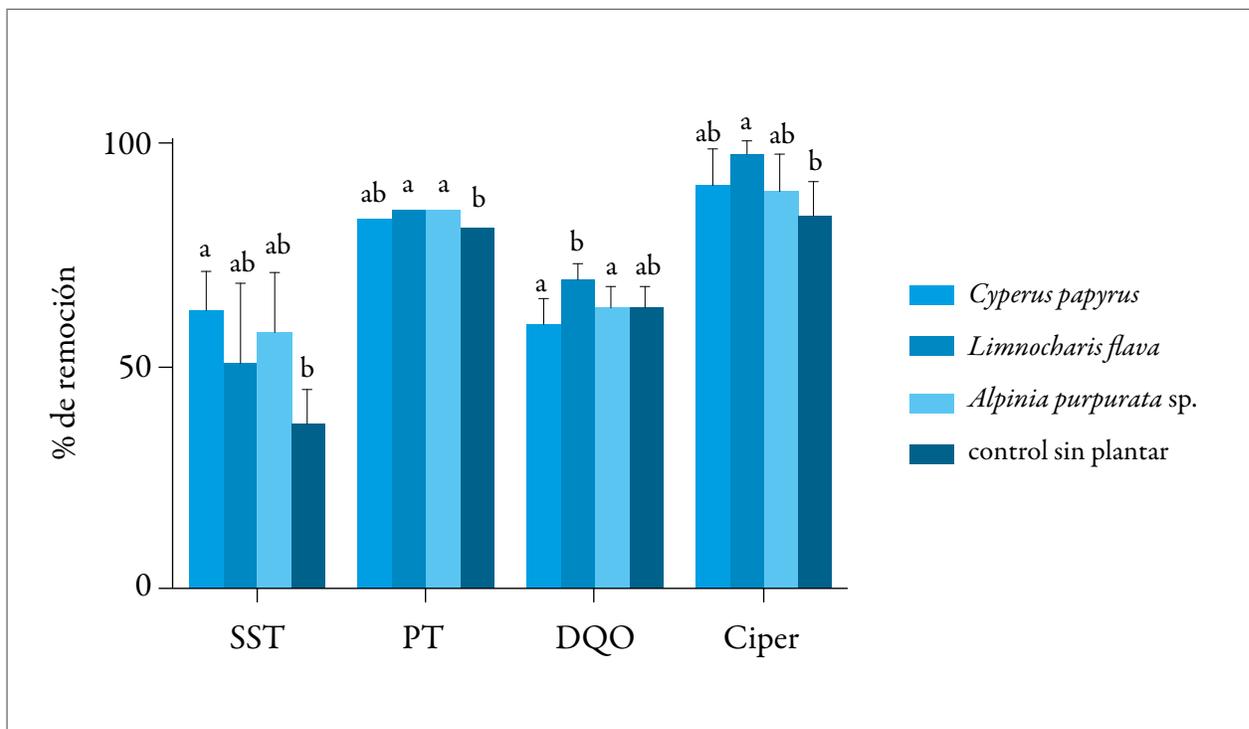
En la figura 3 se pueden observar las eficiencias de remoción para los diferentes parámetros evaluados. Los casos en los que se presentan letras diferentes sobre las columnas verticales, indican diferencias estadísticamente significativas. Estas se hallaron para

las remociones de SST ( $p = 0,036$ ), PT ( $p = 0,028$ ), DQO ( $p = 0,003$ ) y cipermetrina ( $p = 0,023$ ).

Las concentraciones medias de salida para los SST estuvieron entre 27 y 47 mg/L, con una concentración media de entrada de  $74,38 \pm 6,87$  mg/L (figura 2), con lo que se obtuvieron remociones de hasta un 62 % con la macrófita *C. papyrus*, las remociones más bajas se encontraron para el lecho sin plantar, alrededor de un 37 % (figura 3). En general, es notoria la disminución de los SST (figura 3), incluso en el sistema sin plantar. En los HC, la incorporación de sólidos hacia el lecho puede conducir a su colmatación, siendo muy importante que se dé un tiempo de interacción entre estos y el sistema. Otros aspectos como los malos diseños, las altas cargas orgánicas y los errores en la metodología de operación, también se asocian con la colmatación de los HC (Caselles-Osorio et al. 2007; Zhao et al. 2009; De la Varga et al. 2013).

En cuanto al comportamiento del PT, se obtuvieron remociones superiores al 80 % para todos los casos

(figura 3), incluso para el lecho sin plantar. Las concentraciones medias de salida estuvieron entre 2 y 4 mg/L y la concentración media de entrada fue de  $19,37 \pm 2,04$  mg/L (figura 2). Estos resultados indican una elevada retención de fósforo dentro de los sistemas, sobre todo en aquellos plantados con *L. flava* y *A. purpurata*, en los cuales las remociones mostraron diferencias estadísticamente significativas respecto al lecho sin plantar ( $p < 0,05$ ). Por su parte, no se hallaron diferencias significativas entre las remociones de PT con la macrófita *C. papyrus*, y el lecho sin plantar (figura 3). Otros estudios han obtenido resultados similares respecto de la eliminación de PT (Bojcevska y Tonderski 2007), aunque empleando *Echinochloa pyramidalis* y *Cyperus papyrus* para realizar sus comparaciones, no obstante se encontraron remociones bajas entre 17 y 29 %, para humedales de flujo superficial. Akratos y Tsihrantzis (2007), evaluaron sistemas de HC de flujo subsuperficial horizontal donde encontraron remociones superiores al 88 % con la macrófita *Phragmites australis*, empleando un lecho de grava fina ( $d_{50} = 6$  mm), en



**Figura 3.** Promedio de las eficiencias de remoción para los distintos parámetros en los cuatro HC.

Nota: Las barras verticales denotan las desviaciones estándar. Las letras sobre las columnas verticales (a, b y c) indican las diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) con el test de Fisher LSD.

Fuente: Elaboración propia

este mismo estudio se reportaron remociones entre 44 y 77% para un lecho sin plantar ( $d_{50} = 15\text{mm}$ ). En el presente estudio, se reportan altas remociones de PT en el lecho sin plantar (figura 3), las cuales pueden estar atribuidas a la edad del humedal; a pesar de ser un humedal prematuro puede presentar ventajas para la retención de fósforo, puesto que los procesos físicos de sedimentación y adsorción son fuertemente influenciados por el material poroso empleado (Kadlec y Wallace 2008b). Aunque se esperaría que este comportamiento cambie conforme avance la edad del humedal, debido a que la capacidad de retención de PT del sustrato, decaerá con el tiempo por un efecto de saturación. Marques et al. (2001) emplearon arena como lecho para un HC y encontraron remociones de PT superiores al 80%, sin embargo, enfatizaron que estas remociones se presentan para bajas cargas, las cuales, tras ser aumentadas, ocasionan disminuciones drásticas en las eficiencias de remoción de PT; no obstante, inferen que a bajas cargas, la presencia de macrófitas no es necesaria para la retención de PT.

Las mayores remociones de DQO se alcanzaron en el HC plantado con *L. flava*, con  $69,1 \pm 3,7\%$  (figura 3). Contrario a lo esperado, las menores remociones de DQO fueron observadas para el HC plantado con *C. papyrus* ( $62,9 \pm 5,0\%$ ), y no con el lecho sin plantar ( $63,5 \pm 4,5\%$ ) (figura 3). El orden descendente para las eficiencias de remoción de DQO fue como sigue: *L. flava* > sin plantar > *A. purpurata* > *C. papyrus*. No se hallaron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) para las remociones de DQO entre el sistema plantado con *L. flava* y el lecho sin plantar, sin embargo, se encontraron diferencias estadísticas entre el HC con *L. flava* y los HC plantados con *C. papyrus* y *A. purpurata*. Calheiros et al. (2007) encontraron remociones de DQO entre 41 y 73% con las macrófitas *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Stenotaphrum secundatum*, *Iris pseudacorus* y *Canna indica*, para el tratamiento de aguas residuales de curtiembres, las concentraciones de entrada fueron de  $2.250 \pm 565 \text{ mg/L}$  y no hallaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre especies (incluso con el lecho sin plantar). Mientras que Solano et al. (2004) obtuvieron remociones entre 50 y 88% para aguas residuales

municipales con DQO de entrada entre 557 y 905 mg/L con las macrófitas *Typha latifolia* y *Phragmites australis*, con tiempos de residencia hidráulica de 1,5 y 3 días, sin diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) para las remociones entre el primer y el segundo año de evaluación. En tanto que Marques et al. (2001) encontraron que la presencia de macrófitas supone mejores resultados en la remoción de DQO conforme aumenta el tiempo de residencia hidráulica, en comparación con los sistemas sin plantar, en experimentos realizados para aguas residuales municipales pretratadas anaeróbicamente; los tiempos de residencia empleados en dicho experimento, si bien difieren del empleado en el presente estudio, nos pueden dar una idea de lo que podría suceder al aumentar o disminuir el tiempo de residencia hidráulica en el ensayo, aun cuando las condiciones de trabajo son totalmente diferentes, una alternativa para remover mayores cargas de DQO resultaría al variar este parámetro hidrodinámico.

Los dos estudios citados anteriormente están de acuerdo con los valores de remoción de DQO obtenidos en el presente experimento, sin embargo, una mejor comparación se habría podido efectuar si la evaluación del funcionamiento del sistema se hubiese prolongado en el tiempo; es importante resaltar que los resultados presentados en este trabajo respecto a la remoción de DQO, demuestran que, incluso en humedales prematuros, se pueden alcanzar remociones considerables para aguas residuales provenientes de actividades ganaderas.

Para la cipermetrina, las concentraciones medias de salida estuvieron entre 0,70 y 1,40 mg/L, para una concentración media de entrada de 8,25 mg/L (figura 2). Las remociones medias alcanzadas variaron desde 83 hasta 98%; las remociones más altas fueron las encontradas en el lecho plantado con *L. flava* (figura 3); en orden descendente, las remociones fueron las siguientes: *L. flava* > *C. papyrus* > *A. purpurata* > sin plantar. El test de Fisher LSD mostró que únicamente el HC plantado con *L. flava* es significativamente diferente del lecho sin plantar. Entre los sistemas plantados no se encontraron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ), aun cuando en estos sistemas todas las remociones superaron a las del HC sin plantar.

Budd et al. (2009) evaluaron la remoción y el comportamiento de piretroides presentes en aguas de retorno de riego agrícola, mediante dos HC plantados con *Paspalum distichum*, *Polygonum lapathifolium* y *Echinochloa crus-galli* y encontraron remociones entre un 95 y 100 %, teniendo en cuenta que las concentraciones de entrada eran mucho más bajas que las del presente estudio (permetrina 203 ng/L, bifentrin 3,1 ng/L,  $\lambda$ -cihalotrina 17,1 ng/L y cipermetrina 12,0 ng/L), el mecanismo primario de remoción de los plaguicidas fue atribuido a la sedimentación de partículas cargadas de piretroides influenciadas por el tiempo de residencia hidráulica y la densidad de la vegetación. Las altas remociones de cipermetrina en el HC sin plantar se pueden atribuir al carácter hidrofóbico de esta molécula, ya que la grava, además de servir de soporte para las plantas y de superficie para la adhesión y el crecimiento de los microorganismos, actúa como un medio filtrante capaz de retener aquellos contaminantes asociados con el material particulado y absorber algunos compuestos disueltos en el agua (Dordio y Carvalho 2013). Mahabali y Spanoghe (2014) también estudiaron la remoción del piretroide  $\lambda$ -cihalotrina en un ensayo de fitorremediación con las macrófitas *Nymphaea amazonum* y *Eleocharis mutata* y encontraron que, para concentraciones entre 10 y 30  $\mu\text{g/L}$ , el 100 % de la remoción en la columna de agua se alcanza de dos a tres días sin importar la dosis del plaguicida, no obstante, una gran proporción, del 44 al 48 %, es retenida en el suelo empleado como medio de soporte.

## Conclusiones

Las aguas provenientes del bañado de ganado contaminadas con cipermetrina pueden ser tratadas mediante HC de flujo subsuperficial horizontal, con lo que se alcanzan altas remociones, las cuales son favorecidas por la presencia de macrófitas; en general, este piretroide puede ser eliminado de la columna de agua con cierta facilidad bajo el tiempo de residencia hidráulica estudiado. La especie *L. flava* fue consistente en cuanto a la eliminación de DQO y PT y presentó las máximas remociones respecto a las demás especies estudiadas. Aunque no son claras las diferencias entre especies de macrófitas y en ocasiones con el HC sin plantar, probablemente debido a la corta edad de los sistemas, esta investigación comprobó que los HC son una alternativa eficiente para la remoción de plaguicidas como la cipermetrina, los cuales usualmente están presentes en aguas residuales de corrales de ganadería, además se observa una mejora significativa en la calidad del efluente con respecto a parámetros como la DQO, SST y PT, lo cual resulta de gran importancia para mitigar los posibles impactos ambientales que puede estar causando este sector productivo en la región.

## Descargos de responsabilidad

La investigación fue realizada con la financiación del Instituto Colombiano de Desarrollo de Ciencias y Tecnología Francisco José Caldas (Colciencias) y la Universidad de Córdoba, Colombia, Convenio N.º 549-2012. Los autores declaran que no tienen ningún conflicto de intereses.

## Referencias

- Akratos CS, Tsihrintzis VA. 2007. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecol Eng.* 29(2):173-191.
- Al-Ghanim KA. 2014. Effect of a Synthetic Pyrethroid, Cypermethrin, on Aminotransferases and Glutamate Dehydrogenase Activities in Gill, Liver and Muscles of a Freshwater Fish, *Cyprinus carpi*. *Pakistan J Zool.* 46(4):997-1001.
- Álvarez JA, Ruiz I, Soto M. 2008. Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. *Ecol Eng.* 33(1):54-67.
- American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21<sup>a</sup> ed. Maryland, Estados Unidos: Port City Press.
- Araque A, Ujueta S, Bonilla R, Gómez D, Rivera J. 2014. Resistencia a acaricidas en *Rhipicephalus (Boophilus) microplus* de algunas explotaciones ganaderas de Colombia. *Rev UDCA Act & Div Cient.* 17(1):161-170.
- Bojcevska H, Tonderski K. 2007. Impact of loads, season, and plant species on the performance of a tropical constructed wetland polishing effluent from sugar factory stabilization ponds. *Ecol Eng.* 29(1):66-76.
- Budd R, O'Geen A, Goh KS, Bondarenko S, Gan J. 2009. Efficacy of constructed wetlands in pesticide removal from tailwaters in the Central Valley, California. *Environ Sci Technol.* 43(8):2925-2930.
- Calheiros CSC, Rangel AOSS, Castro PML. 2007. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water Res.* 41(8):1790-1798.
- Carvalho PN, Araújo JL, Mucha AP, Basto MC, Almeida CM. 2013. Potential of constructed wetlands microcosms for the removal of veterinary pharmaceuticals from livestock wastewater. *Bioresour Technol.* 134:412-416.
- Caselles-Osorio A, Garcia J. 2007. Effect of physico-chemical pretreatment on the removal efficiency of horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Environ Pollut.* 146(1):55-63.
- Caselles-Osorio A, Puigayut J, Segú E, Vaello N, Granés F, García D, García J. 2007. Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Water Res.* 41(6):1388-1398.
- Cheng H, Ouyang W, Hao F, Ren X, Yang S. 2007. The non-point source pollution in livestock-breeding areas of the Heihe River basin in Yellow River. *Stoch Environ Res Risk Assess.* 21(3):213-221.
- Chhabra A, Manjunath KR, Panigrahy S, Parihar JS. 2013. Greenhouse gas emissions from Indian livestock. *Clim Chang.* 117(1-2):329-344.
- De la Varga D, Díaz MA, Ruiz I, Soto M. 2013. Avoiding clogging in constructed wetlands by using anaerobic digesters as pre-treatment. *Ecol Eng.* 52:262-269.
- Dordio AV, Carvalho AJ. 2013. Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of the support matrix. *J Hazard Mater.* 252:272-292.
- Durango J, Urango I, Pinedo J, Burgos S, Estrada A, Ortega J, Taboada R, Figueroa J, Marrugo J, Enamorado G. 2014. Evaluación un filtro lenta de arena, de tipo descendente-ascendente, para el tratamiento de efluentes ganaderos contaminados con cipermetrina. Póster presentado en: VII Seminario Internacional de Gestión Ambiental y II Seminario de Ciencias Ambientales Sue-Caribe. Santa Marta, Colombia.
- Díaz E. 2012. Mecanismos moleculares y bioquímicos de resistencia a acaricidas en la garrapata común de los bovinos *Rhipicephalus microplus*. *Rev Colombiana Cienc Anim.* 5(1):72-81.
- Fernández-Salas A, Rodríguez-Vivas RI, Alonso-Díaz MA. 2012. First report of a *Rhipicephalus microplus* tick population multi-resistant to acaricides and ivermectin in the Mexican tropics. *Vet Parasitol.* 183(3-4):338-342.
- Fu YC, Ruan BQ, Gao T. 2013. Watershed agricultural non-point source pollution management. *Pol J Environ Stud.* 22(2):367-375.
- García J, Corzo A. 2008. Depuración con humedales construidos. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial. Barcelona, España: Universitat Politècnica de Catalunya. Capítulo 1, Sistemas Naturales de Depuración; p. 1-4.
- Havlikova M, Kroeze C, Huijbregts MA. 2008. Environmental and health impact by dairy cattle livestock and manure management in the Czech Republic. *Sci Total Environ.* 396(2-3):121-131.
- Hedegaard MJ, Albrechtsen HJ. 2014. Microbial pesticide removal in rapid sand filters for drinking water treatment- Potential and kinetics. *Water Res.* 48:71-81.
- Hladik ML, Smalling KL, Kuivila KM. 2009. Methods of analysis-Determination of pyrethroid insecticides in water and sediment using gas chromatography/mass spectrometry. Reston, Estados Unidos: U.S. Geological Survey.
- Instituto Colombiano Agropecuario. 2011. Estadísticas de comercialización de plaguicidas químicos de uso agrícola 2010. Bogotá, Colombia: ICA.
- Kadlec RH, Wallace SD. 2008a. Treatment Wetlands. 2a ed. Nueva York, Estados Unidos: CRC Press. Chapter 5, Air, Water, and Soil Chemical Interactions; p. 133-161.
- Kadlec RH, Wallace SD. 2008b. Treatment Wetlands. 2a ed. Nueva York, Estados Unidos: CRC Press. Chapter 10, Phosphorus; p. 349-402.
- Kim SY, Pramanik P, Bodelier PLE, Kim PJ. 2014. Cattle manure enhances methanogens diversity and methane emissions compared to swine manure under rice paddy. *Plos One.* 9(12):e113593.
- Kumar A, Sharma B, Pandey RS. 2014. Lambda-Cyhalothrin and cypermethrin induce stress in the freshwater muddy fish, *Clarias batrachus*. *Toxicol Environ Chem.* 96(1):136-149.
- Lee H, Shoda M. 2008. Removal of COD and color from livestock wastewater by the Fenton method. *J Hazard Mater.* 153(3):1314-1319.

- Li CY, Wu SB, Sun F, Lv T, Dong RJ, Pang CL. 2012. Performance of lab-scale tidal flow constructed wetlands treating livestock wastewater. *Adv Mat Res.* 518:2631-2639.
- Loteste A, Scagnetti J, Simoniello MF, Campana M, Parma MJ. 2013. Hepatic enzymes activity in the fish *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) after sublethal cypermethrin exposure. *Bull Environ Contam Toxicol.* 90(5):601-604.
- Machado FA, Pivoto FL, Ferreira MS, Gregorio FdeV, Vogel FS, Sangioni LA. 2014. *Rhipicephalus (Boophilus) microplus* in the western-central region of Rio Grande do Sul, Brazil: multiresistant tick. *Rev Bras Parasitol Vet.* 23(3):337-342.
- Mahabali S, Spanoghe P. 2014. Mitigation of Two Insecticides by Wetland Plants: Feasibility Study for the Treatment of Agricultural Runoff in Suriname (South America). *Water Air Soil Pollut.* 225:1771.
- Marques DM, Leite GR, Giovannini SG. 2001. Performance of two macrophyte species in experimental wetlands receiving variable loads of anaerobically treated municipal wastewater. *Water Sci Technol.* 44(11-12):311-316.
- McGechan MB, Lewis DR, Vinten AJA. 2008. A river water pollution model for assessment of best management practices for livestock farming. *Biosyst Eng.* 99(2):292-303.
- Othman I, Anuar AN, Ujang Z, Rosman NH, Harun H, Chelliapan S. 2013. Livestock wastewater treatment using aerobic granular sludge. *Bioresour Technol.* 133:630-634.
- Pedescoll A, Corzo A, Álvarez E, Puigagut J, García J. 2011. Contaminant removal efficiency depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow treatment wetlands. *Ecol Eng.* 37(2):372-380.
- Pinos-Rodríguez JM, García-López JC, Peña-Avelino LY, Rendon-Huerta JA, González-González C, Tristan-Patino F. 2012. Environmental regulations and impact of manure generated by livestock operations in some American countries. *Agrociencia.* 46(4):359-370.
- Richterová Z, Svobodová Z. 2012. Pyrethroids influence on fish. *Slov Vet Res.* 49(2):63-72.
- Sánchez-Fortún S, Barahona MV. 2005. Comparative study on the environmental risk induced by several pyrethroids in estuarine and freshwater invertebrate organisms. *Chemosphere.* 59(4):553-559.
- Solano ML, Soriano P, Ciria MP. 2004. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. *Biosyst Eng.* 87(1):109-118.
- Stefanakis A, Akratos CS, Tsihrintzis VA, Tsihrintzis ASSAA. 2014. *Vertical Flow Constructed Wetlands.* Boston: Elsevier. Chapter 1. Introduction; p. 1-16.
- Taju G, Majeed S, Nambi KSN, Farook MA, Vimal S, Hameed AS. 2014. *In vitro* cytotoxic, genotoxic and oxidative stress of cypermethrin on five fish cell lines. *Pest Biochem Physiol.* 113:15-24.
- Vinten AJ, Potts J, Avery L, Strachan NJ. 2009. Microbial pollution of water by livestock: approaches to risk assessment and mitigation. *Animal.* 3(5):744-752.
- Vymazal J. 2014. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecol Eng.* 73:724-751.
- Woli KP, Nagumo T, Kuramochi K, Hatano R. 2004. Evaluating river water quality through land use analysis and N budget approaches in livestock farming areas. *Sci Total Environ.* 329(1-3):61-74.
- Zhang Z, Li Y, Chen S, Wang S, Bao X. 2012. Simultaneous nitrogen and carbon removal from swine digester liquor by the Canon process and denitrification. *Bioresour Technol.* 114:84-89.
- Zhao L, Zhu W, Tong W. 2009. Clogging processes caused by biofilm growth and organic particle accumulation in lab-scale vertical flow constructed wetlands. *J Environ Sci (China).* 21(6):750-757.