

Revista  
**FACULTAD  
DE CIENCIAS  
BÁSICAS**

ISSN 1900-4699



UNIVERSIDAD MILITAR  
NUEVA GRANADA

REVISTA FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS

CAJICÁ, COLOMBIA

VOLUMEN 14 No 1

ENERO - JUNIO 2018

P. 1-81

---

ISSN 1900-4699  
ISSNe 2500-5316

**Revista Facultad de Ciencias Básicas**

ISSN 1900-4699

homepage: <http://revistas.unimilitar.edu.co/index.php/rfcb>

DOI de la Revista: <http://dx.doi.org/10.18359/issn.1900-4699>

Vol. 14 (1) 2018

---



---

**RECTOR**

**Brigadier General HUGO RODRÍGUEZ DURÁN**

**VICERRECTOR GENERAL**

**Mayor General JAIRO ALFONSO APONTE PRIETO**

**VICERRECTOR ADMINISTRATIVO**

**Capitán de Navío RAFAEL ANTONIO TOVAR MONDRAGÓN**

**VICERRECTORA ACADÉMICA**

**Doctora YANNETH MÉNDEZ MARTÍN**

**VICERRECTORA DE INVESTIGACIONES**

**Doctora MARCELA IREGUI GUERRERO**

**VICERRECTOR CAMPUS NUEVA GRANADA**

**Brigadier General HÉCTOR EDUARDO PEÑA**

**DECANO FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS**

**Doctor CARLOS ANDRÉS COY BARRERA**

---

---

# Revista FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS

---

## Editor

**Areli Flores-Gaspar.** Química y Magíster en Ciencias-Química, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM, México); Doctora en Ciencia y Tecnología Química, Universitat Rovira I Virgili (URV, España). Docente-Investigadora del Departamento de Química, Facultad de Ciencias Básicas y Aplicadas. Universidad Militar Nueva Granada

## Comité editorial

**Massuo Jorge Kato.** Ph. D. Profesor Titular del Departamento de Química Fundamental, Instituto de Química. Universidad de São Paulo, Brasil.

**Marcus Tullius Scotti.** Ph. D. Universidad de São Paulo. Profesor Adjunto de la Universidad Federal de Paraíba.

**Geraldo Andrade Carvalho.** Ph. D. Universidad de São Paulo. Profesor Titular de la Universidade Federal de Lavras (UFLA), Brasil.

**Jorge E. Peña.** Ph. D. Entomología. University of Florida-Gainesville. Docente-investigador, Department of Entomology and Nematology, Tropical Research and Education Center, University of Florida-Homestead.

**Silvia Restrepo Restrepo.** Ph. D. Fitopatología. Cornell University-New York. Docente Facultad de Ciencias, Programa de Biología, Universidad de los Andes, Colombia.

## Comité científico

**Luis Miguel Mendoza Navas.** Doctor en Física. Universidad de los Andes, Colombia. Docente Facultad de Ciencias Básicas, Universidad Militar Nueva Granada.

**Daniel Carrillo.** Ph. D. Entomología, University of Florida-Homestead. Investigador, Department of Entomology and Nematology, Tropical Research and Education Center, University of Florida-Homestead.

**Manuel Alberto Segovia Quintero.** Ph. D. Acuicultura, Universidad Estatal de Luisiana. Docente-Investigador, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada Baja California, México.

## IMAGEN DE LA PORTADA

Autor: Jose Ágreda Arango

Título: Expresión de libertad. “Cuando un ave es capaz de convertirse en hoja y, así, seguir adornando un viejo paisaje de edificios, hace que nos preguntemos: ¿hacia cuál futuro vamos?”  
Información de la fotografía: Periquito hembra de anteojos (*Forpus conspicillatus*)

Revista Facultad de Ciencias Básicas es una publicación semestral reconocida en la categoría “C” del Índice Nacional de Publicaciones Seriadas Científicas y Tecnológicas Publindex de Colciencias, reseñada en Latindex, Dialnet y Fuente Académica Premier.

## Volumen 14 Número 1

ISSN 1900-4699 (Impreso)

ISSNe 2500-5316 (En línea)

## CORRECCIÓN DE ESTILO

Yesid Muñoz

## DIAGRAMACIÓN

Proceditor

## IMPRESIÓN

Xpress Estudio Gráfico y Digital S.A.S.

## FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS Y APLICADAS

Campus Universitario Nueva Granada, Km 2 vía Cajicá-Zipacquirá (Cundinamarca)

Teléfono: 650 0000, ext. 1526

E-mail: revista.faccienbasic@unimilitar.edu.co

Cajicá, Cundinamarca - Colombia – Diciembre de 2018

---

## CONTENIDO |

---

**Diversidad de la ictiofauna de la quebrada La Batalla, municipio de Florencia, Caquetá, Colombia.** Autores: Manuel Fernando Escobar, Andrés Ricardo García, Gustavo Adolfo Pimentel-Parra, Luis Carlos Chaves-Moreno, Betselene Murcia-Ordoñez

**Comparación de la ecotoxicidad por metales pesados sobre bacterias heterótrofas de dos sitios contrastados del lago de Maracaibo (Venezuela).** Autores: Fernando Luis Castro Echavez, Julio César Marín Leal

**Evaluación de ácidos orgánicos en bebidas de fruta comerciales por cromatografía líquida de alta eficiencia.** Autores: Yaned Milena Correa Navarro, Juan David Rivera Giraldo

**Eficiencia de un reactor biológico secuencial en el tratamiento de efluentes de una planta procesadora de productos cárnicos.** Autores: Sedolfo Jose Carrasquero Ferrer, Manuel Gregorio Rodríguez Ortiz, José Alexander Bernal Vergara, Altamira Rosa Díaz Montiel

**Análisis de las políticas energéticas a partir del cumplimiento de la reducción de emisiones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) entre países de América Latina con economía extractiva.** Autores: Giuseppe Bernardo de Corso Sicilia, Maribel Pinilla Rivera

**Los odonatos del bosque seco tropical de Colombia. Una revisión.** Autores: José Cuéllar-Cardozo, María Alejandra Jaramillo, María Castro-Rebolledo

**Aprovechamiento de residuos agroindustriales para el mejoramiento de la calidad del ambiente.** Autores: Yury Alexandra Vargas Corredor, Lilibeth Pérez Pérez

**Antecedentes y perspectivas para el manejo integrado de Tuta absoluta Meyrick 1917 (Lepidoptera: Gelechiidae).** Autores: María Herrera Rocha, Daniel Rodríguez Caicedo, Fernando Cantor

---

El contenido de los artículos es de exclusiva responsabilidad de los autores. Los textos pueden reproducirse total o parcialmente citando la fuente.

---

## CONTENTS |

---

**Diversity of the fish fauna of the gulch La Batalla, municipality of Florencia, Caquetá, Colombia.** Authors: Manuel Fernando Escobar, Andrés Ricardo García, Gustavo Adolfo Pimentel-Parra, Luis Carlos Chaves-Moreno, Betselene Murcia-Ordoñez

**Comparison of heavy metal ecotoxicity on heterotrophic bacteria from two contrasted sites at the lake Maracaibo (Venezuela).** Authors: Fernando Luis Castro Echavez, Julio César Marín Leal

**Organic acids evaluation in commercial fruit drink by high performance liquid chromatography.** Authors: Yaned Milena Correa Navarro, Juan David Rivera Giraldo

**Efficiency of a sequential biological reactor for the treatment of effluents from a processing plant of meat products.** Authors: Sedolfo Jose Carrasquero Ferrer, Manuel Gregorio Rodríguez Ortiz, José Alexander Bernal Vergara, Altamira Rosa Díaz Montiel

**Analysis of the energy policies about the reduction of carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) in the most representative extractive economies in Latin America.** Authors: Giuseppe Bernardo de Corso Sicilia, Maribel Pinilla Rivera

**Odonates from Colombian dry tropical forest. A review.** Authors: José Cuéllar-Cardozo, María Alejandra Jaramillo, María Castro-Rebolledo

**Use of agro-industrial waste in improving the quality of the environment.** Authors: Yury Alexandra Vargas Corredor, Lilibeth Pérez Pérez

**Background and perspectives of the integrated management of tuta absoluta meyrick 1917 (Lepidoptera: gelechiidae).** Authors: María Herrera Rocha, Daniel Rodríguez Caicedo, Fernando Cantor

---

Contents of articles are exclusive responsibility of authors. All texts may be reproduced totally or partially making reference to the source.

# DIVERSIDAD DE LA ICTIOFAUNA DE LA QUEBRADA LA BATALLA, MUNICIPIO DE FLORENCIA, CAQUETÁ, COLOMBIA

## DIVERSITY OF THE FISH FAUNA OF THE GULCH LA BATALLA, MUNICIPALITY OF FLORENCIA, CAQUETÁ, COLOMBIA

**Manuel Fernando ESCOBAR<sup>1</sup>, Andrés Ricardo GARCÍA<sup>1</sup>, Gustavo Adolfo PIMENTEL-PARRA<sup>\*</sup>, Luis Carlos CHAVES-MORENO<sup>1</sup>, Betselene MURCIA ORDOÑEZ<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Grupo de Investigación en Biodiversidad y Desarrollo Amazónico BYDA, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad de la Amazonia, calle 17 diagonal 17 carrera 3F, Barrio Porvenir, Florencia, Caquetá, Colombia.

<sup>\*</sup> Autor corresponsal. E-mail: [gustavoadolfofimentelparra@hotmail.com](mailto:gustavoadolfofimentelparra@hotmail.com)

### Historia del artículo

Recibido: Mayo 3, 2017

Evaluado: Junio 3, 2017

Aceptado: Julio 4, 2017

Disponible: Agosto 22, 2017

### Resumen |

Se determinó la diversidad de la ictiofauna en la quebrada La Batalla (Florencia, Caquetá), durante un periodo de diez días, estableciendo nueve puntos de muestreo de 50 m cada uno. La colecta se llevó a cabo utilizando artes de pesca combinados con arrastres continuos y capturas manuales en horas de la mañana, con esfuerzo de muestreo de cinco horas por cada punto. Se registraron variables de temperatura, pH, tipo de sustrato, ancho y profundidad del cauce. Se calculó la curva de acumulación de especies y se analizó la diversidad específica mediante los índices de diversidad de Shannon-Wiener, Margalef y equidad de Pielou. Se hallaron 927 individuos en total, registrados en 6 órdenes, 13 familias, 20 géneros y 23 especies. El orden Characiformes fue el más diverso, con diez especies, un 43,5 % del total de especies capturadas, seguido de los Siluriformes con 26,1 %, Gymnotiformes con 13 %, Perciformes con 8,7 % y por último Lepidosireniformes y Synbranchiformes con un 4,3 %. A nivel de familias las más diversas fueron Characidae y Loricariidae con 17,4 % del total de especies capturadas, y las especies más abundantes fueron *Corydoras melini* con 271 individuos y *Hemigrammus pulcher* con 173. Los índices de diversidad permitieron establecer que la quebrada La Batalla presenta una biodiversidad baja debido a posibles problemas de ganadería extensiva y a la pesca indiscriminada.

**Palabras clave:** ictiofauna, biodiversidad, abundancia, índices de diversidad.

### Abstract |

The diversity of ichthyofauna was determined in the La Batalla stream (Florencia-Caquetá), for a period of ten days, establishing nine sampling points of 50 m each. The collection was carried out using fish traps combined with continuous trawls and manual catches in the morning hours, spending five hours per sampling point. Temperature, pH, substrate type, channel width and depth variables were recorded. The species accumulation curve was calculated, and the specific diversity was analyzed using the Shannon-Wiener's diversity index, Margalef's richness index and Pielou's evenness index. A total of 927 individuals were found and ranked into 6 orders, 13 families, 20 genera and 23 species, where the order Characiformes was the most diverse with ten species (43.5 % of total species captured), followed by Siluriformes (26.1 %), Gymnotiformes (13 %), Perciformes (8.7 %) and, finally, Lepidosireniformes and Synbranchiformes (4.3 % each). At family level, the most diverse were Characidae and Loricariidae with 17.4 % of total species captured, and the most abundant species were *Corydoras melini* with 271 individuals and *Hemigrammus pulcher* with 173 individuals. Such indexes allowed to prove that the La Batalla stream has little biodiversity, possibly due to extensive livestock issues and indiscriminate fishing.

**Keywords:** abundance; biodiversity; diversity indexes; ichthyofauna.

### INTRODUCCIÓN |

La Amazonia es una reserva de bosque húmedo tropical considerada una de las fuentes primordiales de servicios

ambientales de biodiversidad en el mundo debido a la gran variedad de recursos naturales tanto bióticos como abióticos que se encuentran en su variado sistema biológico. Se estima que posee la mayor biodiversidad de fauna y flora, con más del

50 % de las especies del mundo (Crapivinsky y Ortega, 2002; Cepal y Patrimonio Natural, 2013). Su mayor diversidad está representada por el recurso íctico (Salinas y Agudelo, 2000). A pesar de esta gran riqueza biológica, es muy poco lo que se ha investigado sobre la estructura y composición de la ictiofauna de los tributarios menores en la zona del piedemonte colombiano comparado con lo realizado en la Amazonia venezolana y brasileña (Mojica, 1999; PNUMA y Otca, 2009).

El departamento de Caquetá, que forma parte importante de la Amazonia colombiana, se caracteriza por aportar un gran volumen de agua al río Amazonas y contar con un 35 % de la explotación comercial pesquera en esta región. Esto último a su vez causa un impacto negativo en algunas especies de interés estratégico (Salinas y Agudelo, 2000; Arcila *et al.*, 2002). Además, la intervención antrópica en ríos que atraviesan las principales zonas urbanas ha causado una alteración de los ecosistemas acuáticos (Salinas y Agudelo, 2000; Fernández *et al.*, 2004). Un buen ejemplo de ello lo representa el río Hacha, en el municipio de Florencia: es utilizado como fuente vital de agua potable para la comunidad, pero el mal manejo de su cuenca y el vertimiento de residuos líquidos y sólidos lo están llevando a su degradación.

Entre los trabajos sobre diversidad de ictiofauna que se han desarrollado en el piedemonte amazónico, específicamente en afluentes de quebradas y ríos de Caquetá, se encuentran los adelantados por Perdomo y Zambrano (2007), Murcia *et al.* (2011) y Vargas *et al.* (2013). Por consiguiente, si se tiene en cuenta que uno de los peores daños se debe al desconocimiento casi total de las interacciones ecológicas, resulta necesario iniciar estudios en el área biológica, sistemática y ecológica del recurso hídrico, que permitan establecer cómo la quebrada La Batalla (parte media del río Orteguzza), está siendo afectada por la intervención antrópica.

Por lo tanto, el objetivo de esta investigación es dar a conocer la diversidad de la ictiofauna de la quebrada La Batalla, en el municipio de Florencia, Caquetá, Colombia.

## MATERIALES Y MÉTODOS |

### Área de estudio

La quebrada La Batalla se encuentra ubicada en el municipio de Florencia, departamento de Caquetá, Colombia. Su recorrido suma una distancia de 500 m. Nace en el río Orteguzza, en la zona rural vía a San Antonio de Atenas, vereda La Astilla, con coordenadas geográficas de 1°38'46,9" latitud N y 75°32'54,4" longitud W, y desemboca en el mismo río en las coordenadas 01°38'36,3" latitud N y 75°32'54,5" longitud W. La temperatura promedio anual se reporta en el nivel de los 26,8 °C, con niveles máximo de 38 °C y mínimo de 16 °C. El brillo solar se encuentra entre 1300 y 1700 horas al año y el estado de evaporación alcanza entre los 1000 y 1300 mm de lluvias anuales, lo que genera una humedad relativa anual entre el 86 % y el 87 % (Claros y Rivas, 2004; Suárez *et al.*, 2015).

### Permisos éticos

Para el desarrollo de esta investigación se contó con el permiso de capturas otorgado por la Aunap (Autoridad

Nacional de Acuicultura y Pesca), concedido para el Grupo de Investigación en Biodiversidad Y Desarrollo Amazónico (BYDA) de la Universidad de la Amazonia.

### Fase de campo

Para la captura de los peces se seleccionaron nueve tramos de muestreo, cada uno de 50 m, con un esfuerzo de muestreo de cinco horas por cada punto durante un periodo de diez días. Se inició en la desembocadura del río, comenzando la captura aguas arriba hasta finalizar en el nacimiento de la quebrada. La colecta se llevó a cabo utilizando el arte de pesca combinado con chinchorro de diámetro de ojo de 3 cm, mallas de diámetro de ojos de 0,5 mm a través de arrastres continuos y capturas manuales mediante observación subacuática en las horas del día (7:00-12:00) (Grossman y Freeman, 1987; Castellanos, 2002). Una vez capturados los peces, se depositaron en bolsas debidamente rotuladas y con oxígeno para evitar su deceso. Posteriormente los individuos se trasladaron al Laboratorio de Ictiología de la Universidad de la Amazonia (LI-UA) y se identificaron mediante las claves taxonómicas de Kanazawa (1958), Bornbusch y Lundberg (1989), Armbruster (2005; 2008), Maldonado *et al.* (2005), Galvis *et al.* (2006; 2007), Retzer (2006) y Jiménez *et al.* (2014).

En cada punto de muestreo se tomaron las siguientes variables (Tabla 1): coordenadas y altitud con GPS (Garmin eTrex 10), temperatura del agua (°C) con termómetro digital, pH (pHmetro Cole-Parmer), tipo de sustrato, presencia-ausencia de vegetación, ancho y profundidad del cauce (flexómetro y vareta graduada) (Gordon *et al.* 2004). Las especies capturadas se agruparon de acuerdo con su distribución en la zona de estudio (punto de muestreo) y se calculó la curva de acumulación de especies para estimar la eficiencia de captura y el número de individuos capturados con el software EstimateS versión 9.1.0 (Colwell, 2013). Igualmente, se calculó el valor de riqueza específica (DMg) propuesto por Margalef, el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y el de equidad de Pielou (J) mediante el programa de cálculo de índices de diversidad de Aristizábal (2005).

### Análisis estadístico

Se compararon los datos de las variables (altitud, profundidad, temperatura y pH) en relación con cada uno de los índices de diversidad de los puntos de muestreo utilizando un Anova para determinar las diferencias estadísticas. Y, finalmente, se aplicó la prueba de comparación de LSD-Fisher empleando el software InfoStat versión 2017 (Di Rienzo *et al.*, 2017).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN |

Los nueve puntos de muestreo evaluados en la quebrada La Batalla se caracterizaron por presentar un sustrato arenoso y fondo en granito, con presencia de raíces, troncos y piedras de gran tamaño. La profundidad promedio fue de 36,11 cm; el cauce promedio, de 257,22 cm; la temperatura promedio, de 23,33 °C y el pH, de 4,94 en promedio en todos los puntos de muestreo (Tabla 1). Asimismo, se determinó una cobertura vegetal del 85 % aproximadamente, con presencia dominante de la especie leñosa carbón (*Albizia carbonaria*, familia

Euphorbiaceae) y alrededor de un 15 % de vegetación riparia con extensión de hasta siete metros de longitud hacia los potreros de pastoreo de ganado.

Durante las evaluaciones realizadas en La Batalla se capturaron un total de 927 individuos registrados en 6 órdenes, 13 familias, 20 géneros y 23 especies. El grupo de peces con mayor riqueza corresponde al orden Characiformes, que representa el 43,5 % (10 especies) del total de especies capturadas, seguido por los Siluriformes, con el 26,1 % (6 especies); los Gymnotiformes, con 13 % (3 especies); los Perciformes, con 8,7 % (2 especies), y por último los Lepidosireniformes y los Synbranchiformes con un 4,3 % (una especie) cada uno, lo que los convierte en los órdenes con menor diversidad

(Tabla 2). Las familias con mayor número de especies fueron Characidae y Loricariidae con cuatro especies cada una (17,4 % por familia), seguidas por Sternopygidae, con tres especies (13 %) y Anostomidae y Cichlidae, con dos especies cada una (8,7 %) del total de especies halladas en este estudio (Tabla 2). Estos datos coinciden con lo reportado en los ríos Yaguas y Apayacu (Pitman et al., 2004), el río Anchique (Natagaima), y las quebradas Bacalla, Yeguas y Batatas (Montoya-Ospina, 2014) y el río Orosa (Nolorbe et al., 2015), en los que se determinó y comparó la composición y estructura de la ictiofauna, y se encontró que los órdenes más diversos fueron los Characiformes y los Siluriformes, al igual que las familias Characidae y Loricariidae (Ortega et al., 2012).

**Tabla 1.** Ubicación geográfica y variables registradas en los nueve puntos de muestreo de la quebrada La Batalla.

Punto de muestreo	Altitud (m s. n. m.)	Profundidad (cm)	Cauce (cm)	Temperatura (°C)	pH	Tipo de sustrato	Coordenadas
1	853	45	180	23	4,5	AA-PR-FG	N 01°, 38', 37.3" W 075°, 32', 55.1"
2	855	40	140	23	5,5	FG-A-PR-PT-PG	N 01°, 38', 37.4" W 075°, 32', 55.5"
3	863	45	155	22	5,5	FG-A-PR-PT-PG	N 01°, 38', 39.3" W 075°, 32', 55.9"
4	863	31	120	22	4,5	A-PT	N 01°, 38', 41.2" W 075°, 32', 55.9"
5	859	30	400	24	4,5	AA-PG	N 01°, 38', 42.4" W 075°, 32', 55.5"
6	879	34	170	25	5,5	A-FG-PR-PG	N 01°, 38', 44.2" W 075°, 32', 55.6"
7	859	25	300	24	4,5	AA-PR-PG	N 01°, 38', 45.7" W 075°, 32', 55.5"
8	897	25	250	25	4,5	AA-PR-PG	N 01°, 38', 46.6" W 075°, 32', 54.7"
9	882	50	600	22	5,5	AA-PR-PG	N 01°, 38', 47.0" W 075°, 32', 53.1"
Promedio	867,78	36,11	257,22	23,33	4,94		

AA: areno-arcilloso, FG: fondo de granito, A: arenoso, PR: presencia de raíces, PT: presencia de troncos, PG: piedras de gran tamaño.

La mayor abundancia entre todas las especies fue de *Corydoras melini*, con 271 individuos, y *Hemigrammus pulcher*, con 173 (Tabla 3). Estos resultados coinciden con el factor de distribución de estas dos especies en la Amazonia colombiana y en la cuenca del río Caquetá, además de corresponder con el hábitat dominante en la quebrada La Batalla (areno-arcilloso, presencia de raíces y troncos; ver Tabla 1). En efecto, tales especies se encuentran asociadas a los afluentes de movimiento lento (arroyos y quebradas) de los principales canales de los ríos, generalmente bajo una cubierta forestal que les permite alimentarse de microorganismos, material vegetal e insectos propios de la lama del fondo (Salinas y Agudelo, 2000; Galvis et al., 2007; Reis y Lima, 2009; Chuctaya et al., 2016). Por el contrario, las especies que presentaron una menor abundancia fueron *Charax tectifer* (un individuo) y *Prochilodus nigricans* (un individuo), como se observa en la Tabla 3.

Los valores máximos de los índices de riqueza de Margalef ( $D_{MG}$ ) y diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) se registraron en los puntos tres y nueve, respectivamente con 1,66 y 1,82 para  $D_{MG}$  y 1,79 y 1,78 para  $H'$ . A la vez, se presentaron mínimos de 0,69 ( $D_{MG}$ ) y 0,91 ( $H'$ ) en el punto de muestreo uno (Tabla 4). Con relación al índice de equidad de Pielou se encontró que los puntos más equitativos fueron el uno (0,66) y el seis (0,67) y el

menor, el punto dos (0,91). Por ende, dados los bajos valores obtenidos en todos los puntos de muestreo se logró estimar que La Batalla presenta una biodiversidad relativamente baja. Esto se debe principalmente a problemas antropogénicos: la ganadería extensiva y la pesca indiscriminada en la región disminuyen en gran medida su diversidad (Rodríguez et al., 2009a; Rodríguez et al., 2009b).

**Tabla 2.** Órdenes y familias, con número de géneros y porcentaje del número total de especies de ictiofauna registradas en la quebrada La Batalla.

ORDEN	FAMILIA	GÉNERO	ESPECIES	%
CHARACIFORMES	Characidae	4	4	17,4
	Curimatidae	1	1	4,3
	Erythrinidae	1	1	4,3
	Anostomidae	1	2	8,7
	Parodontidae	1	1	4,3
	Prochilodontidae	1	1	4,3
SILURIFORMES	Callichthyidae	1	1	4,3
	Loricariidae	3	4	17,4
	Heptapteridae	1	1	4,3
PERCIFORMES	Cichlidae	2	2	8,7
GYMNOTIFORMES	Sternopygidae	2	3	13
LEPIDOSIRENIFORMES	Lepidosirenidae	1	1	4,3
SYNBRANCHIFORMES	Synbranchidae	1	1	4,3
6	13	20	23	100

**Tabla 3.** Diversidad de especies por puntos de muestreo en la quebrada La Batalla.

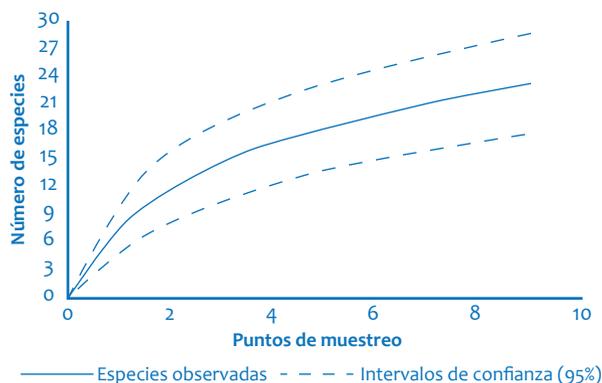
ESPECIES	PUNTOS DE MUESTREO									Total
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
<i>Astyanax fasciatus</i>	13	0	0	12	0	9	23	13	0	70
<i>Bujurquina</i> sp	0	0	9	0	0	0	0	0	0	9
<i>Crenicichla</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	11	11
<i>Charax tectifer</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Corydoras melini</i>	0	25	49	23	21	49	40	29	35	271
<i>Curimatella alburna</i>	0	0	0	19	9	8	10	15	11	72
<i>Eigenmannia limbata</i>	0	10	0	0	4	3	4	0	0	21
<i>Eigenmannia virescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	8	12
<i>Hemigrammus pulcher</i>	0	43	21	0	36	19	22	32	0	173
<i>Sternopygus macrurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Hoplias malabaricus</i>	7	0	1	0	2	1	0	0	3	14
<i>Hyphessobrycon copelandi</i>	55	0	0	0	56	0	0	0	0	111
<i>Hypostomus hemicochliodon</i>	0	0	10	0	0	0	0	0	0	10
<i>Lepidosiren paradoxa</i>	0	0	2	0	0	1	0	0	3	6
<i>Leporinus</i> cf. <i>Striatus</i>	0	18	10	0	4	0	0	0	0	32
<i>Leporinus maculatus</i>	0	0	0	1	4	2	0	4	5	16
<i>Parodon pongoensis</i>	0	17	15	0	0	0	1	0	0	33
<i>Pimelodella</i> cf. <i>buckleyi</i>	0	31	0	0	0	0	0	0	0	31
<i>Prochilodus nigricans</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Rineloricaria castroi</i>	0	4	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Loricaria cathaphracta</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
<i>Rineloricaria lanceolata</i>	0	0	7	6	0	0	0	0	0	13
<i>Sinbranchus marmoratus</i>	4	0	0	0	0	0	1	2	4	11
Total	79	148	124	64	137	92	101	100	82	927

Por otra parte, no se reflejó una diferencia significativa entre las variables altitud, profundidad, temperatura y pH, registradas en cada uno de los puntos de muestreo en torno a la diversidad íctica con p-valores >0,05.

**Tabla 4.** Índices de diversidad aplicados a los nueve puntos de muestreo de la quebrada La Batalla. Los valores de cada uno de los índices de diversidad con una letra en común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ).

Punto de muestreo	Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H')	Índice de riqueza específica de Margalef (DMg)	Índice de Equidad de Pielou (J)
1	0,91 <sup>a</sup>	0,69 <sup>a</sup>	0,66 <sup>a</sup>
2	1,77 <sup>a</sup>	1,2 <sup>a</sup>	0,91 <sup>a</sup>
3	1,79 <sup>a</sup>	1,66 <sup>a</sup>	0,81 <sup>a</sup>
4	1,47 <sup>a</sup>	1,2 <sup>a</sup>	0,82 <sup>a</sup>
5	1,59 <sup>a</sup>	1,63 <sup>a</sup>	0,72 <sup>a</sup>
6	1,39 <sup>a</sup>	1,55 <sup>a</sup>	0,67 <sup>a</sup>
7	1,48 <sup>a</sup>	1,3 <sup>a</sup>	0,76 <sup>a</sup>
8	1,66 <sup>a</sup>	1,52 <sup>a</sup>	0,8 <sup>a</sup>
9	1,78 <sup>a</sup>	1,82 <sup>a</sup>	0,81 <sup>a</sup>

Para predecir la riqueza total de la estación de muestreo se aplicó la curva de acumulación de especies observada con el estimador de riqueza específica Chao 1 (no paramétrico). Así, se estableció que el número de especies esperado (22) es cercano a la riqueza observada (22,37), lo que indica que se encuentra dentro del límite de intervalo de confianza (95 %) y que el tamaño mínimo de muestreo para el estudio es de nueve puntos. A partir de aquí la curva tendió a la asintótica, lo que demuestra que la metodología utilizada y el esfuerzo de muestreo empleado fueron los adecuados para el estudio (Fig. 1).



**Figura 1.** Curva de acumulación de especies de la quebrada La Batalla.

## CONCLUSIONES

En conclusión, los índices de diversidad permitieron establecer que la quebrada La Batalla presenta una biodiversidad baja, ocasionada posiblemente por los problemas de ganadería extensiva y pesca indiscriminada que se presenta en la región.

## REFERENCIAS

- Arcila O, González G, Gutiérrez F, Rodríguez A y Ariel A. 2002. Caquetá. Construcción de un territorio amazónico en el siglo XX. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (Sinchi), Bogotá, 196 p.
- Aristizábal G. 2005. Programa de cálculo de índices de diversidad. Conservation International. www.conservation.org.co

- Armbruster J. 2005. The Loricariidae catfish genus *Lasiancistrus* (Siluriformes) with descriptions of two new species. *Neotropical Ichthyology*, 3(4):549-569.
- Armbruster J. 2008. The genus *Peckoltia* with the description of two new species and a reanalysis of the phylogeny of the genera of the *Hypostominae* (Siluriformes: Loricariidae). *Zootaxa*, 1822:1-76.
- Bornbusch A y Lundberg J. 1989. A new species of *Hemisilurus* (Siluriformes, Siluridae) from the Mekong River, with comments on its relationships and historical biogeography. *Copeia*, 1989:434-444.
- Castellanos C. 2002. Distribución espacial de la comunidad de peces en una quebrada de aguas negras amazónicas, Leticia, Colombia. Trabajo de grado, Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, 184 p.
- Cepal y Patrimonio Natural. 2013. Amazonia posible y sostenible. Cepal y Patrimonio Natural, Bogotá, 258 p.
- Chuctaya J, Ortega H, Correa E, Reis R y Lima F. 2016. *Hemigrammus pulcher*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T167811A53822474. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T167811A53822474.en>, consulta septiembre 2018.
- Claros A y Rivas F. 2004. Composición y abundancia íctica de la madrevieja del río Hacha en la granja Villa Paola (Florenca-Caquetá) durante los meses de enero a junio de 2004. Trabajo de grado, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad de la Amazonia, Florenca, Colombia, 70 p.
- Colwell R. 2013. Statistical estimation of species richness and share species from samples. University of Connecticut. [purl.oclc.org/estimates](http://purl.oclc.org/estimates), consulta septiembre de 2018.
- Crapivinsky J y Ortega E. 2002. Amazonia: el corredor biocomercial del futuro. Editorial IICA, San José, Costa Rica, 53 p.
- Di Rienzo J, Casanoves F, Balzarini M, González L, Tablada M y Robledo C. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. [www.infostat.com.ar](http://www.infostat.com.ar), consulta septiembre de 2018.
- Fernández A, Fernández L y Di Risio C. 2004. El agua en Iberoamérica. Calidad del agua y manejo de ecosistemas acuáticos. Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED), Buenos Aires, 19 p.
- Galvis G, Mojica J, Duque S, Castellanos C, Sánchez P, Arce M, Gutiérrez A, Jiménez L, Santos M, Vejarano S, Arbeláez F, Prieto E y Leiva M. 2006. Peces del medio Amazonas. Región de Leticia. Editorial Panamericana, Bogotá, 548 p.
- Galvis G, Sánchez P, Mesa L, López Y, Gutiérrez A, Leiva M y Castellanos C. 2007. Peces de la Amazonia colombiana con énfasis en especies de interés ornamental. In: *Incoder / Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia / Sinchi, Bogotá*, 489 p.
- Gordon N, McMahon T, Finlayson B, Gippel C y Nathan R. 2004. *Stream hydrology: An introduction for ecologists*. John Wiley & Sons, Nueva York, 429 p.
- Grossman G y Freeman M. 1987. Microhabitat use in a stream fish assemblage. *The Journal of the Zoological Society of London*, 212:151-176.
- Jiménez L, Álvarez J, Ochoa L, Loaiza A, Londoño J, Restrepo D, Aguirre K, Hernández A, Correa J y Jaramillo U. 2014. Guía ilustrada peces cañón del río Porce, Antioquia. Universidad de Antioquia, Medellín, 106 p.
- Kanazawa R. 1958. A new species of catfish, family Loricariidae, from Ecuador. *Copeia*, 4:327-328.
- Maldonado J, Ortega A, Usma J, Galvis G, Villa F, Vásquez L, Prada S y Ardila C. 2005. Peces de los Andes de Colombia. Guía de campo. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, 346 p.
- Mojica J. 1999. Lista preliminar de las especies dulceacuícolas de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 23:547-566.
- Montoya D. 2014. Diversidad, estructura y relaciones ecomorfológicas de la ictiofauna en ecosistemas lóticos del bosque seco tropical, Tolima, Colombia. Trabajo de grado, Facultad de Ciencias, Universidad del Tolima, Ibagué, 125 p.
- Murcia B, Chaves L y Motta P. 2011. Efecto del suministro de subproductos alimenticios en el desarrollo de *Peckoltia vittata*. *Revista Facultad de Ciencias Agropecuarias*, 3(1):9-14.
- Nolorbe C, Sánchez H y García C. 2015. Evaluación de la ictiofauna de la zona baja del río Oroca en época de vaciante del año 2011, Loreto, Perú. *Folia Amazonica*, 24(2):163-178.
- Ortega H, Hidalgo M, Trevejo G, Correa E, Cortijo A, Meza V y Espino J. 2012. Lista anotada de los peces de aguas continentales del Perú: estado actual del conocimiento, distribución, usos y aspectos de conservación. Ministerio del Ambiente, Dirección General de Diversidad Biológica, Museo de Historia Natural, UNMSM, Lima, 58 p.
- Perdomo R y Zambrano G. 2007. Estructura y composición de la ictiofauna de la cuenca media del río Hacha en el piedemonte amazónico. Trabajo de grado, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad de la Amazonia, Florenca, Colombia, 51 p.
- Pitman, N, Vriesendorp C, Morkovits D, Plana R, Knell G y Wachter T, 2004. Perú: Ampiyacu, Apayacu, Yaguas, Medio Putumayo. *Rapid Biological Inventories Report 12*. The Field Museum, Chicago, 371 p.
- PNUMA y Otca. 2009. Perspectivas del medio ambiente en la Amazonia: Geo Amazonia. PNUMA y Otca. 323 p.
- Reis R y Lima F. 2009. *Corydoras melini*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T167722A6372899. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T167722A6372899.en>, consulta septiembre de 2018.
- Retzer M. 2006. A new species of *Farlowella* Eigenmann and Eigenmann (Siluriformes: Loricariidae), a stickcatfish from Bolivia. *Zootaxa*, 1282:59-68.
- Rodríguez C, Matapi D y Méndez F. 2009a. Seguimiento de la pesca comercial de los bagres grandes en el medio y bajo río Caquetá, Colombia. En: X Simposio Colombiano de Ictiología II, Encuentro Colombo-Venezolano de Ictiólogos, I Encuentro Suramericano de Ictiólogos, Asociación Colombiana de Ictiólogos (Acictios) / Universidad de Antioquia, Medellín.
- Rodríguez C, Moreno F y Matapi D. 2009b. Monitoreo comunitario de la pesca de consumo en el medio río Caquetá, Colombia. En: X Simposio Colombiano de Ictiología, II Encuentro Colombo-Venezolano de Ictiólogos, I Encuentro Suramericano de Ictiólogos, Asociación Colombiana de Ictiólogos (Acictios) / Universidad de Antioquia, Medellín.
- Salinas Y y Agudelo E. 2000. Peces de importancia económica en la cuenca amazónica colombiana. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (Sinchi). Bogotá, 140 p.
- Suárez J, Durán E y Rosas G. 2015. Macrofauna edáfica asociada con sistemas agroforestales en la Amazonia colombiana. *Acta Agronómica*, 64(3):214-220.
- Vargas C, Díaz J, Chaves L y Murcia B. 2013. Diversidad de la familia Loricariidae en la quebrada El Mochilero, municipio de Florenca, departamento de Caquetá-Colombia. *Revista Aquatic*, 38:21-27.

# COMPARACIÓN DE LA ECOTOXICIDAD POR METALES PESADOS SOBRE BACTERIAS HETERÓTROFAS DE DOS SITIOS CONTRASTADOS DEL LAGO DE MARACAIBO (VENEZUELA)

## COMPARISON OF HEAVY METAL ECOTOXICITY ON HETEROTROPHIC BACTERIA FROM TWO CONTRASTED SITES AT THE LAKE MARACAIBO (VENEZUELA)

Fernando Luis CASTRO ECHAVEZ<sup>1\*</sup>, Julio César MARÍN LEAL<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigaciones, Universidad de la Guajira, Km 5 vía Maicao, Colombia.

<sup>2</sup> Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (Disa), Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia, CP 526, Maracaibo 4011-A, Venezuela.

\* Autor correspondiente. E-mail: [fcastro@uniguajira.edu.co](mailto:fcastro@uniguajira.edu.co)

### Historia del artículo

Recibido: Mayo 12, 2017

Evaluado: Julio 4, 2017

Aceptado: Julio 18, 2017

Disponible: Agosto 28, 2017

### Resumen

La contaminación del sistema estuarino lago de Maracaibo (Venezuela) representa un problema ambiental de vieja data que lo ha convertido en un ambiente hipereutrófico afectado por distintas fuentes contaminantes, lo cual ejerce una fuerte presión de selección sobre los organismos que allí habitan. En el presente trabajo se comparó la ecotoxicidad por metales pesados ( $\text{Cr}^{+3}$ ,  $\text{Cr}^{+6}$ ,  $\text{Cd}^{+2}$ ,  $\text{Ni}^{+2}$  y  $\text{Pb}^{+2}$ ) sobre bacterias heterótrofas de dos sitios contrastados del lago de Maracaibo, 1) Vereda del Lago y 2) Puerto Concha, mediante la estimación de la concentración mínima inhibitoria (CMI) y la concentración de inhibición para el 50 % de la población de ensayo ( $\text{CL}_{50}$ ). Para ello, se usó el método de difusión en discos de papel, midiendo el halo de inhibición del crecimiento después de 24 h. Las estimaciones de  $\text{CL}_{50}$  se realizaron por análisis Probit. Las cepas bacterianas aisladas de aguas superficiales mostraron alta resistencia a los metales pesados ensayados, con valores de CMI y  $\text{CL}_{50}$  elevados (hasta >5000 mg/L), como posible resultado de las condiciones imperantes en el ecosistema. De manera general, el  $\text{Cr}^{+6}$  fue el metal más tóxico, con mayor efecto de  $\text{Cr}^{+3}$  y  $\text{Pb}^{+2}$  en el Sitio 1 ( $p < 0,05$ ). El efecto de los metales sobre el crecimiento bacteriano fue:  $\text{Cr}^{+6} > \text{Cd}^{+2} > \text{Ni}^{+2} > \text{Cr}^{+3} > \text{Pb}^{+2}$ . Debido a los altos niveles de resistencia y posible sobrestimación de la tolerancia en los ensayos, las bacterias no fungen como un grupo microbiano potencial para ser usadas como bioindicadores en programas de monitoreo ambiental para este ecosistema.

**Palabras clave:** bacterias pelágicas, concentración mínima inhibitoria, eutroficación, índice ecotoxicológico, resistencia bacteriana.

### Abstract

Pollution of the Maracaibo Lake (Venezuela) estuarine system represents a long-standing environmental problem that has turned it into a hypereutrophic environment affected by different sources of pollution, which exerts strong selection pressure on the organisms living there. This paper compares heavy metal ( $\text{Cr}^{+3}$ ,  $\text{Cr}^{+6}$ ,  $\text{Cd}^{+2}$ ,  $\text{Ni}^{+2}$  and  $\text{Pb}^{+2}$ ) ecotoxicity on heterotrophic bacteria from two sites at the Maracaibo Lake: 1) Vereda del Lago and 2) Puerto Concha, estimating minimum inhibitory concentration (MIC) and inhibition concentration for 50% of the studied population ( $\text{LC}_{50}$ ). For this purpose, the disk-diffusion agar method was used, measuring the halo of growth inhibition after 24 h.  $\text{LC}_{50}$  estimates were made by Probit analysis. Bacterial strains isolated from surface water showed high resistance to the heavy metals tested, with elevated MIC and  $\text{LC}_{50}$  values (up to >5000 mg/L), possibly due to prevailing ecosystem conditions. Generally,  $\text{Cr}^{+6}$  was the most toxic metal and  $\text{Cr}^{+3}$  and  $\text{Pb}^{+2}$  had a higher effect on Site 1 ( $p < 0.05$ ). The effect of metals on bacterial growth was  $\text{Cr}^{+6} > \text{Cd}^{+2} > \text{Ni}^{+2} > \text{Cr}^{+3} > \text{Pb}^{+2}$ . Because of the high resistance levels and a possible overestimation of tolerance in the assays, bacteria do not function as a potential microbial group to be used as bioindicators in monitoring environmental programs for this ecosystem.

**Keywords:** bacterial resistance; ecotoxicological index; eutrophication; minimal inhibitory concentration; pelagic bacteria.

## INTRODUCCIÓN |

La contaminación ambiental por metales pesados se ha extendido en todo el mundo junto con el progreso industrial. Este provoca que gran cantidad de elementos tales como cromo (Cr), cadmio (Cd), níquel (Ni) y plomo (Pb) se abran camino hacia las grandes masas de agua a través de ríos, aguas residuales, escorrentías superficiales, percolación del suelo, deposición atmosférica y sistemas de drenajes, entre otros (Mohiuddin et al., 2010; Beyer et al., 2014; Bjerregaard et al., 2015; Limcharoensuk et al., 2015). Los residuos procedentes de la minería, las industrias de refinación de metales, las centrales eléctricas, las plantas de incineración de residuos y las operaciones de producción y transporte de petróleo, así como los depósitos de aguas residuales, suelen contener niveles sustancialmente elevados de Pb, Cr y Cd, lo cual representa una seria amenaza para la biota debido a su alta toxicidad. El Ni, por su parte, es un elemento esencial para el crecimiento microbiano, pero a altas concentraciones resulta tóxico. Este metal se genera en operaciones de minería y fundición de metales (Díaz-Borrego et al., 2007; Marrero-Coto et al., 2010; Naik y Dubey, 2013; Beyer et al., 2014; Frankel et al., 2016; Oyetibo et al., 2017).

La presencia de metales pesados en el medio ejerce una fuerte presión de selección sobre los organismos que lo habitan, de modo que puede modificar la flora microbiana autóctona del ecosistema (Cervantes y Vaca, 1990; Montuelle et al., 1994). Si la descarga del contaminante es de carácter permanente, como sucede habitualmente con estos elementos, se produce una selección de aquellos genotipos que pueden sobrellevar dicho estrés (Silver y Walderharg, 1992). La relación contaminante-microorganismo origina una serie de procesos adaptativos que finalmente se expresan como mecanismos de resistencia hacia el contaminante (Anisimova et al., 1993; Montuelle et al., 1994; Marrero-Coto et al., 2010; Poirier et al., 2013; Gillan, 2016).

El monitoreo de metales pesados en el ambiente permite establecer rutas de exposición hacia humanos (Alama et al., 2002), debido a que estos pueden bioacumularse y moverse a través de la cadena trófica (Páez y Frías, 2001). Por lo tanto, dada la toxicidad de muchos de aquellos y a que las determinaciones fisicoquímicas no resultan suficientes para valorar sus efectos potenciales sobre la vida acuática, se hace necesario conocer su efecto sobre las comunidades biológicas (APHA et al., 2005; Beyer et al., 2014; Bjerregaard et al., 2015). En ese sentido, los ensayos de ecotoxicidad son una herramienta potente para el reconocimiento de organismos indicadores de los impactos potenciales de contaminantes en ecosistemas acuáticos (Naik y Dubey, 2013; Poirier et al., 2013; Beyer et al., 2014; Bjerregaard et al., 2015).

El uso de bacterias acuáticas como bioindicadores de metales pesados en ambientes acuáticos está determinado por su capacidad de supervivencia en condiciones diversas y extremas (Zakaria et al., 2004; Sun et al., 2012; Poirier et al., 2013; De Vicente et al., 2017). La tolerancia bacteriana hacia

metales pesados tóxicos puede deberse a dos factores (Volesky, 1990): i) la capacidad para resistir la presencia de alta concentración de metales en el citoplasma intracelular —es decir, bioacumulación—, ii) la precipitación/quelación del metal en la matriz exterior de la célula —es decir bioadsorción, que impide al metal llegar a los componentes intracelulares sensibles—. Los mecanismos de captación intracelular son metabólicamente mediados y se aplican solo a bacterias vivas, mientras que los extracelulares, o mecanismos de unión no específica, se producen con células muertas o moléculas de su descomposición (Zakaria et al., 2004; Marrero-Coto et al., 2010; Naik y Dubey, 2013; Beyer et al., 2014; Limcharoensuk et al., 2015).

Considerando lo anterior, el objetivo de este trabajo consistió en comparar la ecotoxicidad por metales pesados ( $\text{Cr}^{+3}$ ,  $\text{Cr}^{+6}$ ,  $\text{Cd}^{+2}$ ,  $\text{Ni}^{+2}$  y  $\text{Pb}^{+2}$ ) sobre bacterias heterótrofas de dos sitios contrastados del lago de Maracaibo (Venezuela) mediante la estimación de la concentración mínima inhibitoria (CMI) y la concentración de inhibición para el 50 % de la población de ensayo ( $\text{CL}_{50}$ ). El presente constituye el primer reporte de  $\text{CL}_{50}$  para bacterias aisladas del lago de Maracaibo.

## MATERIALES Y MÉTODOS |

### Área y sitios de estudio

El sistema Lago de Maracaibo se encuentra ubicado en el Noroeste de Venezuela y abarca todo el estado Zulia, parte de los estados Falcón, Trujillo, Lara y Mérida y parte de la República de Colombia, entre los  $70^{\circ}30'$  y los  $73^{\circ}24'$  de longitud W y entre los  $8^{\circ}22'$  y los  $11^{\circ}51'$  de latitud Norte. Está conformado por el golfo de Venezuela, la bahía El Tablazo, el estrecho de Maracaibo, el lago propiamente dicho y los ríos tributarios. Esta cuenca hidrográfica tiene una extensión de  $89\,756\text{ km}^2$ ,  $12\,013\text{ km}^2$  correspondientes al lago de Maracaibo propiamente dicho. Este último presenta una profundidad media de 20 m y una máxima de 34 m, una longitud de 152 km, de los cuales 40 km pertenecen al estrecho de Maracaibo, un ancho promedio de 78 km y una temperatura que exhibe muy pocas variaciones, cuyo valor medio es de  $28\text{ }^{\circ}\text{C}$  (Parra-Pardi, 1979; Herman, 1997; Gardner et al., 1998; Rodríguez, 2000; Ávila et al., 2010).

El lago está emplazado en una depresión sedimentaria casi completamente rodeada de montañas de alturas y características fisiográficas variables. Abarca por el Sur y el Sureste los flancos de la cordillera de los Andes; por el Oeste y el Noroeste, la sierra de Perijá, y por el Este las estribaciones de la serranía de Coro (Herrera, 2004). El lago es un estuario parcialmente mezclado y naturalmente eutrófico. Sin embargo, el estado actual de hipertrofia es causado principalmente por las descargas descontroladas de aguas residuales, tratadas y no tratadas, desechos industriales, fuentes fluviales y agrícolas, así como por la contaminación atmosférica (Rivas et al., 2000; Rodríguez, 2000; Ledo et al., 2004; Ávila et al., 2010; Marín-Leal et al., 2017).

Esta cuenca tiene las mayores reservas de petróleo de América del Sur y una de las más grandes del mundo, con una cantidad total de 33 000 millones de barriles extraídos entre 1914 y 1995, la mayoría de los cuales proceden del fondo del lago (Rodríguez, 2000). Asimismo, se ha reportado el fenómeno de bioacumulación de metales pesados en la cadena trófica de este cuerpo de agua (Colina y Romero, 1992; Hermoso y Márquez, 2005; Rojas, 2012; Marín-Leal *et al.* 2017) como resultado del ingreso de estos elementos desde diferentes fuentes naturales y antropogénicas.

Para el presente estudio se seleccionaron dos sitios contrastados en el Lago de Maracaibo por su ubicación, actividades asociadas, área de influencia y accesibilidad (Fig. 1).



**Figura 1.** Ubicación de los sitios de estudio en el sistema lago de Maracaibo (Venezuela).

### Sitio 1

Vereda del Lago de la ciudad de Maracaibo, al Norte del estrecho de Maracaibo, a los  $10^{\circ}39'29,69''$  latitud N y  $71^{\circ}35'22,02''$  longitud W. Esta zona recibe la descarga constante de aguas residuales domésticas e industriales (tenerías, mataderos, petróleo y gas, metalmecánicas, etc.), tratadas y no tratadas, de grandes ciudades como Maracaibo, Puertos de Altigracia, Santa Rita, Cabimas, entre otras, y sirve como ruta marítima para los buques que ingresan al lago a través del canal de navegación para abastecerse de petróleo. Además, por esta última razón el lago es dragado constantemente para garantizar las profundidades requeridas

por los barcos tanqueros (Herman, 1997; De Bautista *et al.*, 1999). En esta misma área se encuentra ubicado el Complejo Petroquímico El Tablazo, que alberga plantas de gas licuado, olefinas, cloro-soda, urea, amoniaco, vinilos, PVC, electricidad y otras empresas mixtas.

### Sitio 2

Puerto Concha, al Sur del Lago de Maracaibo, a los  $9^{\circ}5'31,90''$  latitud N y  $71^{\circ}42'23,81''$  longitud W. Esta zona recibe los impactos de las áreas de drenaje de los principales ríos tributarios del sistema: Catatumbo, Santa Ana, Escalante, Bravo, Birimbay, Chama, entre otros, que aportan desechos principalmente de la industria agrícola, pecuaria y minera, así como domésticos (Ledo *et al.*, 2004; Hermoso y Márquez, 2005; Rivas *et al.*, 2005; Rivas *et al.*, 2009). Esta zona también recibe los efectos de una fuerte actividad petrolera en el vecino país de Colombia, como resultado del sabotaje de los oleoductos por parte de la actividad guerrillera, que afecta principalmente al río Catatumbo, el cual aporta aproximadamente el 70 % del agua dulce del sistema del lago de Maracaibo (Parra-Pardi, 1979; Ledo *et al.*, 2004; Rivas *et al.*, 2000).

### Muestreo y análisis de muestras

En cada sitio de estudio se realizaron tres muestreos independientes de agua y sedimento superficiales durante 2016. En cada ocasión se recolectaba una muestra de agua de aproximadamente 500 mL en botellas plásticas de PVC y una de sedimento de 250 g (draga Ekman) en bolsas plásticas con cierre hermético. Adicionalmente, se recolectaban alícuotas de agua superficial en botellas de 250 mL de vidrio con tapa de baquelita y estériles para el aislamiento de bacterias heterótrofas. Estas muestras eran transportadas inmediatamente al laboratorio, bajo refrigeración, para iniciar los análisis fisicoquímicos y microbiológicos correspondientes, manteniéndose congeladas ( $-10^{\circ}\text{C}$ ) en sus envases cuando era necesario.

En el agua superficial de cada sitio se analizaron *in situ*: temperatura, pH, oxígeno disuelto, potencial redox, conductividad eléctrica, salinidad y sólidos disueltos totales (SDT), usando una sonda multiparamétrica Orion modelo 5 Star Plus, mientras que en el laboratorio se cuantificaron alcalinidad total y dureza total de acuerdo con los métodos estandarizados (APHA *et al.*, 2005).

En las muestras de agua y sedimento se analizaron los contenidos totales de Cr, Cd, Ni y Pb por la técnica de espectrometría de absorción atómica (equipo Perkin-Elmer modelo 3100) con horno de grafito (equipo Perkin-Elmer modelo AS60), previa digestión ácida en un horno de microondas Milestone modelo Ethos 1. En las digestiones se usaron 50 mL de muestra de agua y 5 mL de  $\text{HNO}_3$  concentrado (Riedel-de Haën, Alemania). Para los sedimentos se añadieron 5 g de muestra liofilizada (liofilizador Labconco modelo Freezone 6) y 5 mL de mezcla  $\text{HCl-HNO}_3$  (4:1).

La metodología de análisis de metales pesados se validó mediante un estudio de recuperación sobre los siguientes materiales estándares de referencia certificados: sedimento estuarino 1646a del NIST (National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD, USA) y elementos traza en agua natural 1640a del NIST. Los porcentajes de recuperación se encontraron dentro del rango normalmente aceptado ( $100 \pm 5$  %), lo que indica la buena exactitud del método de análisis. Por otra parte, la precisión expresada como desviación estándar relativa se ubicó por debajo de 5 %, lo que muestra un grado de variabilidad aceptable en las repeticiones de los análisis (Rubinson y Rubinson, 2000).

### Aislamiento e identificación de bacterias heterótrofas

Las muestras de agua destinadas al aislamiento de bacterias fueron sembradas en agar nutriente (Hi-Media Laboratories, India) mediante diluciones seriadas desde  $10^{-2}$  hasta  $10^{-9}$  (Reynolds, 2002; Rincón et al., 2007), empleando solución salina peptonada al 0,85 % previamente esterilizada. Las placas de Petri fueron llevadas a incubación bajo condiciones aerobias a  $37 \pm 2$  °C durante 24-48 h. Con un contador Darfield (Québec, Canadá) se contaron las placas que presentaban un número de colonias entre 30 y 300 para expresar las unidades formadoras de colonias por mililitro de muestra (UFC/mL) (Rivera-Cruz et al., 2002; Madigan et al., 2004). De las colonias crecidas se seleccionó un 10 % de acuerdo a las diferencias de forma, tamaño y aspecto para realizar aislamientos por rayado en placas con agar nutriente y obtener cultivos puros (Rincón et al., 2007).

Las cepas puras se codificaron y mantuvieron en caldo nutritivo (Hi-Media Laboratories, India), previa verificación con tinción de Gram, para entonces iniciar la identificación taxonómica mediante protocolos que incluyeron: descripción morfológica de las colonias (borde, espesor y forma) (Reynolds, 2002), tinciones diferenciales (tinción de Gram, tinción de esporas, tinción de cápsulas) y pruebas bioquímicas convencionales con cepas control (Holt et al., 1994; Murray et al., 1999; MacFaddin, 2004).

### Ensayos ecotoxicológicos con bacterias heterótrofas

Las pruebas de ecotoxicidad bacteriana por metales pesados se desarrollaron por el test de difusión en discos de papel sobre agar Muller Hinton (AMH, Merck, Alemania) para determinar la CMI y la  $CL_{50}$  (Fredrickson et al., 1988; Vásquez et al., 2005; Díaz-Borrego et al., 2007; Rathnayake et al., 2013). Inicialmente, las cepas fueron activadas en caldo nutriente por incubación a  $37 \pm 2$  °C durante  $48 \pm 2$  h, para obtener una turbidez estandarizada de 0,5 unidades McFarland en el inóculo inicial de los ensayos (Martínez et al., 2010). Las placas de Petri (92 mm de diámetro) con AMH se inocularon por rayado con hisopos de algodón sobre toda la superficie en los ejes X, Y, Z y los bordes del agar para asegurar la distribución uniforme del inóculo y obtener un crecimiento confluyente o en césped, distribuido homogéneamente. Los discos de papel de filtro estériles (6 mm de diámetro), similares a los que se

utilizan para los antibiogramas, fueron impregnados con 10  $\mu$ L de la solución del metal a la concentración correspondiente, se colocaron sobre la biopelícula bacteriana de las placas de AMH, presionando levemente para asegurar su contacto pleno, y se incubaron a  $37 \pm 2$  °C durante  $24 \pm 2$  h.

Todos los ensayos fueron realizados por triplicado, colocando un máximo de tres discos por placa, incluidos discos sin soluciones de metales como control. Luego del periodo de incubación se midieron los halos de inhibición de crecimiento alrededor de los discos de papel usando un vernier. La CMI es la que produce un halo de inhibición de 10 mm (Fredrickson et al., 1988; Díaz-Borrego et al., 2007). Para los cálculos de  $CL_{50}$  se asumió el área de la placa como la población total y el halo de inhibición como la población afectada (calculando el área correspondiente al 50 % de la población total) para el tiempo de exposición de 24 h.

Para estimar la CMI se prepararon de 5 a 10 concentraciones diferentes de  $Cr^{+3}$ ,  $Cr^{+6}$ ,  $Cd^{+2}$ ,  $Ni^{+2}$  y  $Pb^{+2}$  en el rango de 50 a 5000 mg/L, dependiendo de los resultados que se iban obteniendo a partir de las sales de  $CrCl_3 \cdot 6H_2O$  (Riedel-de Haën, Alemania),  $K_2Cr_2O_7$  (Merck, Alemania),  $CdCl_2$  (Merck, Alemania),  $Ni_2SO_4$  (Merck, Alemania) y  $Pb(NO_3)_2$  (Merck, Alemania), respectivamente. A partir de estos resultados se prepararon las concentraciones necesarias para la estimación de  $CL_{50}$ .

### Análisis estadísticos de datos

Los cálculos de  $CL_{50}$  para cada cepa bacteriana se realizaron por análisis Probit usando el programa PriProbit versión 1.63 para obtener la concentración de metal que inhibe el crecimiento del 50 % de la población del ensayo.

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía con el programa IBM SPSS Statistics versión 20, para determinar las diferencias significativas de CMI,  $CL_{50}$ , parámetros fisicoquímicos y contenidos de metales entre los sitios de estudio. Adicionalmente, se estableció un estudio de correlación de Pearson para conocer la correspondencia entre las diferentes variables en cada sitio de muestreo. En la serie de datos se comprobó tanto la homogeneidad de las varianzas (test de Levene) como la distribución normal de los residuos (test de Shapiro-Wilk), requiriéndose la transformación  $Log_{10}$  para cumplir con los supuestos estadísticos.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN |

### Características fisicoquímicas de agua y sedimento superficiales

En la Tabla 1 se presentan los resultados de la caracterización fisicoquímica y el contenido de metales pesados en agua y sedimento de los dos sitios estudiados en el Lago de Maracaibo. Estos valores son consistentes con los reportados en estudios anteriores para este mismo ecosistema (Parra-Pardi, 1979; Gardner et al., 1998; Rodríguez, 2000; Rincón et al., 2007; Marín et al., 2014; Marín-Leal et al., 2017). En cuanto a las concentraciones de los metales pesados

los datos son comparables a los encontrados por Ávila et al. (2010) en sedimentos del lago, con 16,76-177,62 mg Ni/kg y 3,98-98-28 mg Cr/kg, y por Rojas (2012) en agua, con 6,738-8,156 µg Cr/L, mientras que los de Pb y Cd son mayores a los observados por estos autores, posiblemente debido a fuentes puntuales de vertido o a características locales de los sitios muestreados.

**Tabla 1.** Características físicoquímicas y contenidos de metales pesados (media aritmética ± desviación estándar, n=3) en muestras de agua y sedimento superficiales del lago de Maracaibo.

Parámetro	Sitio 1		Sitio 2	
	Agua	Sedimento	Agua	Sedimento
Temperatura (°C)	29,7±1,2	-	30,8±0,8	-
pH	8,08±0,33	-	8,38±0,17	-
Oxígeno disuelto (mg/L)	3,82±0,48	-	4,01±0,49	-
Potencial redox (mV)	-61,74±14,01	-	-80,22±3,49	-
Salinidad (UPS)	4,23±0,42	-	3,31±0,14	-
Conductividad eléctrica (mS/cm)*	7,64±0,07	-	6,05±0,18	-
Sólidos disueltos totales (mg/L)*	3745,1±35,0	-	2900,9±50,4	-
Alcalinidad total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	47,5±12,9	-	41,7±5,8	-
Dureza total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)*	786,3±105,1	-	546,3±41,5	-
Cr**	9,751±2,647	18,56±4,92	11,608±8,922	19,34±6,30
Cd**	9,967±0,032	18,03±0,29	9,632±0,026	18,03±0,53
Ni**	21,245±5,798	23,40±6,43	19,286±7,245	23,79±4,54
Pb**	27,926±11,805	38,98±12,78	22,295±7,242	43,33±10,18

\*: se observaron diferencias significativas entre sitios (p<0,05).

\*\*µg/L para agua y mg/kg para sedimento, -: no analizado.

Las diferencias contrastantes entre los dos sitios de muestreo seleccionados para este estudio fueron particularmente notorias con relación a los parámetros (Tabla 1): conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales y dureza total (p<0,05). Los contenidos de metales en agua y sedimento no fueron significativamente diferentes entre los sitios (p>0,05). Quedan así en evidencia las abundantes y diferentes fuentes de contaminación por estos elementos en la cuenca del lago de Maracaibo.

### Bacterias heterótrofas presentes en los sitios de estudio

En las muestras de agua del lago de Maracaibo se obtuvieron recuentos de bacterias heterótrofas entre 5,2x10<sup>4</sup> y 8,3x10<sup>6</sup> UFC/mL. No se observaron diferencias significativas en las densidades bacterianas entre los sitios de muestreo (p>0,05). Del total de colonias crecidas inicialmente en agar nutriente se lograron aislar e identificar 20 cepas bacterianas, 10 en cada sitio de estudio, las cuales se agruparon en 8 familias y 13 géneros. La familia más numerosa fue Enterobacteriaceae con 6 géneros (46,15 %), observándose un 50 % de abundancia para el Sitio 1 y 60 % para el Sitio 2, lo que confirma la continuidad del proceso de contaminación fecal señalado para

este estuario en muchas investigaciones previas (Rivas et al., 2005; Díaz-Borrego et al., 2007; Rincón et al., 2007; Bracho et al., 2009; Marín et al., 2014). Las otras familias representadas fueron: Pseudomonadaceae, Bacillaceae, Alcaligenaceae, Aeromonadaceae, Xanthomodaceae, Halomonadaceae y Moraxellaceae (Tabla 2). La segunda familia más numerosa fue Moraxellaceae (20 %), particularmente en el Sitio 2 (2 especies).

**Tabla 2.** Distribución porcentual (%) de géneros bacterianos aislados de muestras de agua superficial de los dos sitios de estudio en el lago de Maracaibo (Venezuela).

Familia	Género	Sitio 1	Sitio 2
Enterobacteriaceae	<i>Salmonella</i>	0	10
	<i>Enterobacter</i>	0	20
	<i>Proteus</i>	10	0
	<i>Citrobacter</i>	20	10
	<i>Escherichia</i>	10	10
Pseudomonadaceae	<i>Pantoea</i>	10	10
	<i>Pseudomonas</i>	10	0
Bacillaceae	<i>Bacillus</i>	10	0
Alcaligenaceae	<i>Bordetella</i>	0	10
Aeromonadaceae	<i>Aeromonas</i>	10	0
Xanthomodaceae	<i>Stenotrophomonas</i>	0	10
Halomonadaceae	<i>Halomonas</i>	10	0
Moraxellaceae	<i>Acinetobacter</i>	10	20

Todas las cepas bacterianas estuvieron conformadas por bacilos Gram - (Tabla 2), a excepción de los géneros *Bacillus* (bacilo Gram +), *Bordetella* (cocobacilo Gram -) y *Acinetobacter* (cocobacilo Gram -), de acuerdo a lo reportado en trabajos sobre resistencia bacteriana por Akhavan et al. (2015) y Moraga et al. (2003), para muestras de aguas residuales industriales (Irán) y de la bahía de Iquique (Chile), respectivamente.

De los 13 géneros identificados (Tabla 2), ocho han sido reportados previamente por otros autores para muestras de agua y sedimento del lago de Maracaibo: *Aeromonas*, *Pseudomonas*, *Enterobacter*, *Escherichia*, *Salmonella*, *Proteus*, *Citrobacter* y *Bacillus* (Dupontt et al., 2001; Díaz-Borrego et al., 2007; Rincón et al., 2007; Bracho et al., 2009). No obstante, no se encontraron reportes sobre la presencia de *Pantoea*, *Acinetobacter*, *Bordetella*, *Stenotrophomona* y *Halomonas*, que se aislaron por primera vez en este trabajo.

### Resistencia bacteriana a metales pesados

Las CMI para las cepas bacterianas heterótrofas aisladas de agua superficial del lago de Maracaibo fueron particularmente elevadas: 3750 y >5000 mg Cr<sup>+3</sup>/L, 200 y >5000 mg Cr<sup>+6</sup>/L, 75 y >5000 mg Cd<sup>+2</sup>/L, 2500 y >5000 mg Ni<sup>+2</sup>/L y >5000 mg Pb<sup>+2</sup>/L para todas las cepas (Tabla 3). De manera general, las bacterias fueron más sensibles a la presencia de Cr<sup>+6</sup> y más tolerantes a Pb<sup>+2</sup>, sin diferencias significativas entre los sitios de estudio (p>0,05).

**Tabla 3.** Concentraciones mínimas inhibitorias (CMI) de metales pesados sobre el crecimiento de bacterias heterótrofas del lago de Maracaibo.

Sitio	Género	Metal (mg/L)				
		Cr+3	Cr+6	Cd+2	Ni+2	Pb+2
1	<i>Pantoea</i>	>5000	2500	5000	>5000	>5000
	<i>Escherichia</i>	>5000	315	2500	>5000	>5000
	<i>Pseudomonas</i>	>5000	2000	>5000	>5000	>5000
	<i>Citrobacter</i> LM4	>5000	4500	>5000	>5000	>5000
	<i>Bacillus</i>	5000	200	315	2500	>5000
	<i>Proteus</i>	>5000	750	2500	>5000	>5000
	<i>Citrobacter</i>	>5000	500	2500	>5000	>5000
	<i>Aeromona</i>	>5000	500	2000	>5000	>5000
	<i>Acinetobacter</i> NO1	3750	550	2500	5000	>5000
	<i>Halomonas</i>	>5000	>5000	2000	>5000	>5000
2	<i>Salmonella</i>	>5000	250	>5000	>5000	>5000
	<i>Bordetella</i>	>5000	500	>5000	>5000	>5000
	<i>Enterobacter</i> LM3	>5000	500	2500	>5000	>5000
	<i>Citrobacter</i> LM4	>5000	500	2500	>5000	>5000
	<i>Escherichia</i>	>5000	250	>5000	>5000	>5000
	<i>Stenotrophomona</i>	>5000	1000	2500	>5000	>5000
	<i>Acinetobacter</i> LM10	>5000	2000	75	>5000	>5000
	<i>Enterobacter</i> LM13	>5000	2000	1000	>5000	>5000
	<i>Acinetobacter</i> LM14	>5000	1000	5000	>5000	>5000
	<i>Pantoea</i>	>5000	2000	1000	>5000	>5000

La resistencia a los metales pesados estudiados fue <5000 mg/L en el 34 % de los casos, mientras que solamente el 6 % estuvo por debajo de 500 mg/L. *Bacillus* sp. fue el género más sensible a estos metales (Tabla 3). En la literatura se han reportado amplios rangos de tolerancia para cepas bacterianas aisladas de diversos ecosistemas, como los presentados en la Tabla 4. En el caso de la bahía de Iquique (Chile), una vez considerados efluentes y muestras de suelos, entre otros, se han obtenido valores de CMI altos como respuesta de las bacterias a la descarga continua de metales en el ambiente, al igual que en el presente estudio.

Se obtuvieron correlaciones significativas entre los valores de CMI de las cepas bacterianas y las concentraciones de metales, tanto en agua como en sedimento de cada sitio

de muestreo (considerando  $r$  teórico=0,632,  $n=10$  y  $p<0,05$ ), lo que sugiere que la descarga continua de estos elementos en el sistema ha generado impactos sobre estas poblaciones microbianas, tales como el desarrollo de mecanismos de tolerancia y resistencia (Anisimova et al., 1993; Montuelle et al., 1994; Marrero-Coto et al., 2010; Poirier et al., 2013; Gillan, 2016).

La aparición de cepas bacterianas resistentes a metales pesados en el Lago de Maracaibo está condicionada por las actividades de la industria petroquímica y otras que operan a sus alrededores, así como por los frecuentes derrames petroleros (Gardner et al., 1998). La acumulación gradual de cationes metálicos tanto en sitios antropogénicos como en ecosistemas naturales ha conducido al desarrollo de la homeostasis de metales pesados. Este fenómeno se debe a un proceso de adaptación espontánea al medio desarrollando o adquiriendo sistemas genéticos que contrarrestan los efectos de las elevadas concentraciones de iones metálicos en la célula (Marrero-Coto et al., 2010). Los mecanismos moleculares de resistencia bacteriana a metales pesados son diversos: captura de iones, transformaciones enzimáticas, expulsión de iones nocivos, excreción de sustancias poliméricas extracelulares, entre otros (Marrero-Coto et al., 2010; Naik y Dubey, 2013; Poirier et al., 2013; Gillan, 2016).

El test de difusión en discos de papel aplicado en el presente trabajo ha sido ampliamente usado para estimar los efectos de metales pesados sobre cepas bacterianas aisladas en diversos ecosistemas (Fredrickson et al., 1988; Vásquez et al., 2005; Dupontt et al., 2001; Moraga et al., 2003; Díaz-Borrego et al., 2007; Akhavan et al., 2015). No obstante, se ha encontrado que es posible obtener una sobrestimación de las concentraciones de tolerancia a los metales, como resultado de la formación de complejos o quelación de estos con los constituyentes orgánicos del medio de cultivo y la falta de estabilidad de los complejos metal-orgánicos (Rathnayake et al., 2013). Esto pudiera haberse presentado durante los ensayos de laboratorio.

**Tabla 4.** Comparación de concentración mínima inhibitoria (CMI) de las bacterias heterótrofas aisladas de dos sitios del lago de Maracaibo con las reportadas para otros ambientes.

Bacteria	Sitio	Metal	CMI (mg/L)	Referencia
<i>Bacillus</i> sp., <i>Proteus</i> sp., <i>Enterobacter</i> sp., <i>Citrobacter</i> sp., <i>Aeromonas</i> sp., <i>Pseudomonas</i> sp.	Lago de Maracaibo, zona litoral	Ni <sup>+2</sup>	>2000	Díaz-Borrego et al., 2007
<i>Pseudomonas</i> sp., <i>Alcaligenes</i> sp.	Bahía de Iquique (Chile)	Pb <sup>+2</sup>	>3200	Moraga et al., 2003
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Brevibacillus choshinensis</i>	Efluente industria textilera (India)	Cd <sup>+2</sup>	>3300	Durve et al., 2012
<i>Escherichia coli</i> , <i>Citrobacter</i> sp., <i>Klebsiella</i> sp.	Aguas residuales industriales (Irán)	Cr <sup>+6</sup>	>1000	Akhavan et al., 2015
<i>Streptomyces mirabilis</i> (actinobacteria)	Suelo de una mina de uranio (Alemania)	Ni <sup>+2</sup>	>5800	Schmidt et al., 2009
Cepas MP1, MP2 y MP3	Suelo de un campus universitario (India)	Pb <sup>+2</sup>	>4000	Krishna et al., 2012
<i>Klebsiella</i> sp.	Aguas residuales industriales (Irán)	Cd <sup>+2</sup>	>2400	Akhavan et al., 2015
Todos los géneros	Lago de Maracaibo, sitios 1 y 2	Pb <sup>+2</sup>	>5000	Este trabajo
<i>Enterobacter</i> sp.	Lago de Maracaibo, Sitio 2	Cr <sup>+6</sup>	2000	Este trabajo
Todos los géneros	Lago de Maracaibo, Sitio 2	Ni <sup>+2</sup>	>5000	Este trabajo
<i>Citrobacter</i> sp.	Lago de Maracaibo, Sitio 1	Cd <sup>+2</sup>	2500	Este trabajo

### Ecotoxicidad bacteriana por metales pesados

Los valores de  $CL_{50}$  para las diferentes cepas bacterianas aisladas de los dos sitios del lago de Maracaibo estuvieron entre  $2,51 \times 10^6$  y  $1,04 \times 10^{10}$  mg  $Cr^{+3}$ /L;  $8,32 \times 10^4$  y  $7,37 \times 10^6$  mg  $Cr^{+6}$ /L;  $3,9 \times 10^5$  y  $1,13 \times 10^8$  mg  $Cd^{+2}$ /L;  $7,05 \times 10^5$  y  $6,81 \times 10^8$  mg  $Ni^{+2}$ /L y entre  $2,67 \times 10^6$  y  $1,93 \times 10^{12}$  mg  $Pb^{+2}$ /L. Tales valores son extremadamente elevados debido tanto al desarrollo de procesos de adaptabilidad como a la posible sobrestimación asociada al método de ensayo utilizado, de acuerdo a lo expuesto por Rathnayake et al. (2013). Sin embargo, aportan información concreta acerca del grado de tolerancia que exhiben las bacterias heterótrofas del lago de Maracaibo a los metales pesados, como resultado de la exposición prolongada y continua a través de las distintas vías de ingreso, tanto naturales como antropogénicas. Dicha tolerancia motiva el desarrollo del proceso de bioacumulación en las redes tróficas señalado para este ecosistema (Colina y Romero, 1992; Hermoso y Márquez, 2005; Rojas, 2012; Marín-Leal et al., 2017).

En la Fig. 2 se presentan los valores generales de ecotoxicidad para las bacterias aisladas en los dos sitios de estudio como el inverso de la  $CL_{50}$ , para facilitar la interpretación del efecto de los metales pesados como valores elevados de  $1/CL_{50}$  (De Vicente et al., 2017). Se observa con claridad un efecto mayor de  $Cr^{+3}$  y  $Pb^{+2}$  en el Sitio 1 ( $p < 0,05$ ), como posible consecuencia de la variabilidad espacial en cuanto al aporte de las fuentes de metales pesados en la cuenca del Lago de Maracaibo y su efecto sobre las poblaciones microbianas locales.

Las cepas bacterianas obtenidas del Lago de Maracaibo mostraron patrones de multiresistencia a metales pesados, los cuales ocurren cuando los genes que especifican los fenotipos resistentes están localizados en elementos genéticos específicos —como plásmidos, transposones o integrones—, de acuerdo a lo sugerido por Chapman (2003). Se observaron correlaciones significativas entre los valores de  $CL_{50}$  de las cepas bacterianas y las concentraciones de metales en agua y sedimento de cada sitio de muestreo (considerando  $r$  teórico = 0,632,  $n = 10$  y  $p < 0,05$ ). De manera general, el metal más tóxico fue  $Cr^{+6}$ , con el siguiente patrón de efecto sobre la población:  $Cr^{+6} > Cd^{+2} > Ni^{+2} > Cr^{+3} > Pb^{+2}$ .

El efecto genotóxico de los metales pesados en bacterias resulta de la generación de estrés oxidativo a nivel celular, como producto de la reacción del oxígeno molecular con complejos metálicos generados a partir del glutatión. Dichos metales también tienden a unirse a grupos sulfhidrilo, lo que origina la inhibición de la actividad de enzimas sensibles y puede interrumpir ciertas funciones celulares suplantando a los iones fisiológicos comunes, como por ejemplo  $Cd^{+2}$  por  $Zn^{+2}$  y  $Ni^{+2}$  por  $Fe^{+2}$  (Marrero-Coto et al., 2010; Bjerregaard et al., 2015).

Finalmente, queda por evaluar el efecto a largo plazo de las descargas de metales en la cuenca del Lago de Maracaibo sobre las poblaciones autóctonas de microorganismos, toda

vez que las especies resistentes aparecidas pueden competir por la supervivencia y perpetuidad en este complejo estuario tropical. La dificultad de interpretación de los datos de  $CL_{50}$  para bacterias, aunada al alto grado de resistencia de estas, inviabiliza su utilización como posibles bioindicadores para el caso del Lago de Maracaibo, por lo que se recomienda estudiar otros grupos alternos de microorganismos.

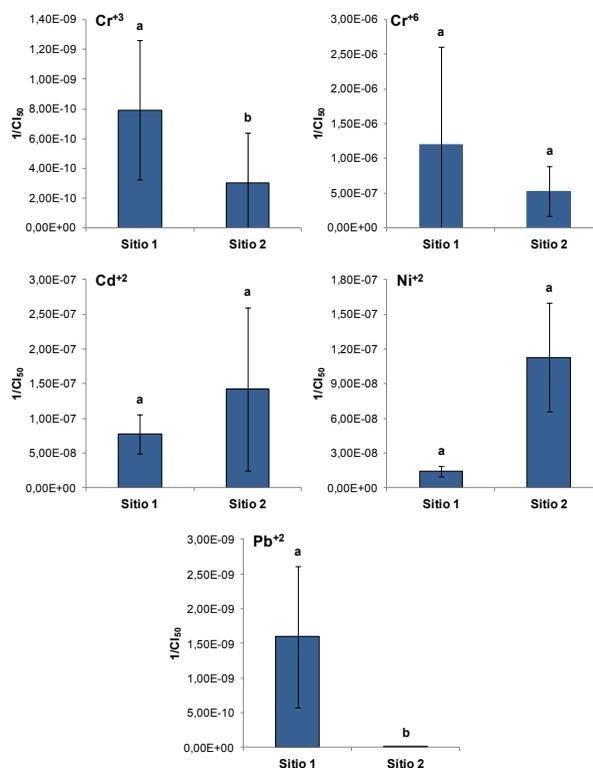


Figura 2. Niveles generales de ecotoxicidad ( $1/CL_{50}$ ) de metales pesados sobre bacterias heterótrofas de dos sitios contrastantes del lago de Maracaibo. Las barras verticales indican la media aritmética  $\pm$  desviación estándar para  $n = 10$ . Letras diferentes para un mismo metal indican diferencias significativas entre los valores ( $p < 0,05$ ).

### CONCLUSIONES

Las cepas bacterianas aisladas de los dos sitios de estudio mostraron alta resistencia a los metales pesados ensayados, resultante posiblemente de su exposición a las crecientes condiciones de contaminación de este ecosistema. La cepa de *Bacillus sp.* fue el género más sensible a la presencia de los metales.

Se observaron diferencias intersitios y patrones de multiresistencia a los metales pesados, cuyo efecto fue:  $Cr^{+6} > Cd^{+2} > Ni^{+2} > Cr^{+3} > Pb^{+2}$ , con mayor relevancia de  $Cr^{+3}$  y  $Pb^{+2}$  en el Sitio 1 ( $p < 0,05$ ), favorecido probablemente por diferencias puntuales en cuando al aporte de las fuentes antropogénicas de metales.

Debido a los altos niveles de resistencia encontrados y a la dificultad de interpretación de los resultados de inhibición, las

bacterias no fungen como un grupo microbiano de potencial uso como bioindicador en programas de monitoreo ambiental para este ecosistema.

Los valores de  $CL_{50}$  presentados pueden haber sido sobrestimados por factores asociados a la técnica de ensayo empleada, por lo que se recomienda interpretar los cuidadosamente.

## AGRADECIMIENTOS |

Este trabajo fue co-financiado por el Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico (Condes) de la Universidad del Zulia (Venezuela) y la Universidad de la Guajira (Colombia). Se agradece a la M. Sc. Cristina Rose Paredes Luengo por su participación durante la identificación taxonómica de las cepas bacterianas.

Conflicto de intereses: el manuscrito fue preparado y revisado con la participación de todos los autores, quienes declaramos que no existe ningún conflicto de intereses que ponga en riesgo la validez de los resultados presentados.

## REFERENCIAS |

- Akhavan S, Sharifian S, Zolfaghari M, Khallily D y Rashedi H. 2015. Study on heavy metal resistant fecal coliforms isolated from industrial, urban wastewater in Arak, Iran. *Environmental Research*, 9(4):1217-1224.
- Alama M, Tanakab A, Allinsona G, Laurensona L, Stagnittic F y Snowa E. 2002. A comparison of trace element concentrations in cultured and wild carp (*Cyprinus carpio*) of Lake Kasumigaura. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 53(3):348-354.
- Anisimova L, Siunova T y Boronin A. 1993. Resistance to metals gram negative bacteria isolated from sewage and soils of industrial regions. *Microbiology* 62(5):505-508.
- APHA, AWWA y WEF. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th Edition, American Public Health Association Editorial, Washington, 1427 p.
- Ávila H, Gutiérrez E, Ledo H, Araújo M y Sánquiz M. 2010. Heavy metals distribution in superficial sediments of Maracaibo Lake (Venezuela). *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad de Zulia*, 33(2):122-129.
- Beyer J, Petersen K, Song Y, Ruus A, Grung M, Bakke T y Tollefsen KE. 2014. Environmental risk assessment of combined effects in aquatic ecotoxicology: A discussion paper. *Marine Environmental Research*, 96:81-91.
- Bjerregaard P, Andersen CBI y Andersen O. 2015. Ecotoxicology of metals: Sources, transport, and effects on the ecosystem. p. 425-459. En: Nordberg G, Fowler B y Nordberg M (Eds.). *Handbook on the toxicology of metals*. Elsevier Science, Amsterdam, 612 p.
- Bracho M, Montiel M y Botero L. 2009. Virus entéricos, bacterias enteropatógenas y organismos indicadores de contaminación en camarones y en el agua y el sedimento de sus bancos naturales de producción. *Ciencia*, 17(1):14-24.
- Cervantes C y Vaca S. 1990. Resistencia bacteriana a los metales pesados tóxicos. *Ciencia y Desarrollo*, 17(102):86-96.
- Chapman J. 2003. Disinfectant resistance mechanisms cross resistance, and co-resistance. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 51:271-276.
- Colina M y Romero R. 1992. Mercury determination by cold vapor atomic absorption spectrometry in several biological indicators from Lake Maracaibo, Venezuela. *Analyst*, 117:645-647.
- De Bautista S, Bernard M, Romero M, Troncone F, Segovia S y Paredes J. 1999. Impacto ambiental de las descargas de mercurio en el canal de navegación del lago de Maracaibo. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad de Zulia*, 22(1):42-50.
- De Vicente A, Olea F, Codina J, Arrebola E, Cazorla F y Pérez-García A. 2017. Resistencia bacteriana a metales y toxicidad como biomarcadores de la restauración de los suelos contaminados. *Ciencia y restauración del río Guadamar (España)*. <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/consolidado/publicacionesdigitales>, consulta febrero de 2017.
- Díaz-Borrego L, Dupont J, Espina K, Rincón N, García M y Atencio L. 2007. Utilización de sustratos orgánicos y resistencia a metales pesados por bacterias asociadas a *Lemna spp.* *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 41(1):27-43.
- Dupont J, Díaz L, Atencio L y Pérez A. 2001. Susceptibilidad a  $Hg^{2+}$  y  $Cd^{2+}$  en cepas bacterianas biodegradadoras de antraceno aisladas de la playa "Caimare Chico", estado Zulia. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 35(3):242-258.
- Durve A, Naphade S, Bhot M, Varghese J y Chandra N. 2012. Characterisation of metal and xenobiotic resistance in bacteria isolated from textile effluent. *Advances in Applied Science Research*, 3(5):2801-2806.
- Frankel ML, Demeter MA, Lemire JA y Turner RJ. 2016. Evaluating the metal tolerance capacity of microbial communities isolated from Alberta oil sands process water. *PLOS ONE*, 11(2):1-15.
- Fredrickson JK, Hicks RJ, Li SW y Brockman F J. 1988. Plasmid incidence in bacteria from deep subsurface sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 54(12):2916-2923.
- Gardner W, Cavaletto J, Bootsma H, Lavrentyev P, Troncone F. 1998. Nitrogen cycling rates and light effects in tropical Lake Maracaibo, Venezuela. *Limnology and Oceanography*, 43(8):1814-1825.
- Gillan D. 2016. Metal resistance systems in cultivated bacteria: Are they found in complex communities? *Current Opinion in Biotechnology*, 38:123-130.
- Herman S. 1997. Proceso de salinización en el lago de Maracaibo. *Iclam-Corpozulia, Maracaibo*, 109 p.
- Hermoso D y Márquez M. 2005. Evaluación de las concentraciones de metales pesados en tejidos de peces del río Catatumbo y sus afluentes. Trabajo especial de grado, Universidad Rafael Urdaneta, Maracaibo. 116 p.
- Holt JG, Krieg NR, Sneath PHA, Staley JT y Williams ST. 1994. *Bergey's manual of determinative bacteriology*. Novena ed., Williams and Wilkins, Baltimore, 606 p.
- Krishna MP, Varghese R y Hatha M. 2012. Heavy metal tolerance patterns of total heterotrophic bacteria isolated from the soils of Mahatma Gandhi University campus, Kottayam, Kerala. *Indian Journal of Innovations and Developments*, 1(3):145-148.
- Ledo H, Rivas Z, Gutiérrez J, Gutiérrez E, Ojeda J y Ávila H. 2004. Baseline of Ca, Mg, Fe, Mn and Al concentrations in Catatumbo river surficial sediments. *Water, Air, and Soil Pollution*, 155:117-135.
- Limchaoensuk T, Sooksawat N, Sumarnrote A, Awutpet T, Kruatrachue M y Pokethitiyook P. 2015. Bioaccumulation and biosorption of  $Cd^{2+}$  and  $Zn^{2+}$  by bacteria isolated from a zinc mine in Thailand. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 122:322-330.
- MacFaddin J. 2004. *Pruebas bioquímicas para la identificación de bacterias de importancia clínica*. Tercera ed., Editorial Panamericana, Madrid, 850 p.
- Madigan M, Martinko J y Parker J. 2004. *Brock Biología de los microorganismos*. Novena ed., Prentice Hall, Madrid, 986 p.
- Marín J, Behling E, Chirino J, Medina K y Pirela MG. 2014. Calidad sanitaria de aguas recreacionales en el estrecho del lago de Maracaibo. *Impacto Científico*, 9(1):26-42.
- Marín-Leal JC, Carrasquero-Ferrer SJ, Pire-Sierra MC y Behling de Calmón EH. 2017. Dynamic of priority pollutants and wastewater adequacy in the Lake Maracaibo basin (Venezuela). Chapter 29 (p. 457-479). Araújo CVM y Shinn C (Eds.). *Ecotoxicology in Latin America*. Nova Science Publishers Inc., Nueva York, 508 p.
- Marrero-Coto J, Díaz-Valdivia A y Coto-Pérez O. 2010. Mecanismos moleculares de resistencia a metales pesados en las bacterias y sus aplicaciones en la biorremediación. *Revista Cenic Ciencias Biológicas*, 41(1):67-78.
- Martínez A, Cruz M, Veranes O, Carball M, Salgado I, Olivares S, Lima L y Rodríguez D. 2010. Resistencia a antibióticos y a metales pesados en bacterias aisladas del río Almedares. *Revista Cenic Ciencias Biológicas*, 41:1-10.
- Mohiuddin K, Zakir H, Otomo K, Sharmin S y Shikazono N. 2010. Geochemical distribution of trace metal pollutants in water and sediments of downstream of an urban river. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 7(1):17-28.
- Montuelle B, Latour X, Volat B y Gounet A. 1994. Toxicity of heavy metals to bacteria in sediments. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 53:753-758.
- Moraga R, Merino C y Mondaca MA. 2003. Resistencia a metales pesados en bacterias aisladas de la bahía de Iquique. *Investigación Marina Valparaíso*, 31(1):91-95.
- Murray P, Baron E, Pfaller M, Tenover F y Tenover R. 1999. *Manual of clinical microbiology*. Sexta ed., ASM Press, Washington, D. C., 1773 p.

- Naik MM y Dubey SK. 2013. Lead resistant bacteria: Lead resistance mechanisms, their applications in lead bioremediation and biomonitoring. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 98:1-7.
- Oyetibo GO, Chien MF, Ikeda-Ohtsubo W, Suzuki H, Obayori OS, Adebusey SA, Ilori MO, Amund OO y Endo G. 2017. Biodegradation of crude oil and phenanthrene by heavy metal resistant *Bacillus subtilis* isolated from a multi-polluted industrial wastewater creek. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 120:143-151.
- Páez F y Frías M. 2008. Bioacumulación, distribución y efectos de los metales pesados en los peneidos (p. 244-270). Páez F (Ed.). *Camaronicultura y medio ambiente*. Universidad de Texas, Austin, 545 p.
- Parra-Pardi G. 1979. Estudio integral sobre la contaminación del lago de Maracaibo y sus afluentes. Parte II: evaluación del proceso de eutrofización. Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables, Caracas, 222 p.
- Poirier I, Hammann P, Kuhnb L y Bertranda M. 2013. Strategies developed by the marine bacterium *Pseudomonas fluorescens* BA3SM1 to resist metals: A proteome analysis. *Aquatic Toxicology*, 128-129:215-232.
- Rathnayake IVN, Megharaj M, Krishnamurti GSR, Bolan NS y Naidu R. 2013. Heavy metal toxicity to bacteria – Are the existing growth media accurate enough to determine heavy metal toxicity? *Chemosphere*, 90:1195-1200.
- Reynolds J. 2002. Laboratory procedures manual. Richland College, Dallas, 87 p.
- Rincón N, Dupont J y Díaz-Borrego L. 2007. Bacterias y protozoarios ciliados de muestras de agua de la costa oriental del lago de Maracaibo. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 41(3):309-322.
- Rivas Z, Ledo H, Gutiérrez J y Gutiérrez E. 2000. Nitrogen and phosphorus levels in sediments from tropical Catatumbo river (Venezuela). *Water, Air, and Soil Pollution*, 117:27-37.
- Rivas Z, Márquez R, Troncone F, Sánchez J, Colina M y Hernández P. 2005. Contribución de principales ríos tributarios a la contaminación y eutrofización del lago de Maracaibo. *Ciencia*, 13(1):68-77.
- Rivas Z, Sánchez J, Troncone F, Márquez R, Ledo H, Colina M y Gutiérrez E. 2009. Nitrógeno y fósforo totales de los ríos tributarios al sistema lago de Maracaibo, Venezuela. *Interciencia*, 34(5):308-314.
- Rivera-Cruz M, Ferrera-Cerrato RV, Volke H, Rodríguez V y Fernández L. 2002. Adaptación y selección de microorganismos autóctonos en medios de cultivos enriquecidos con petróleo crudo. *Terra*, 20:423-434.
- Rodríguez G. 2000. El sistema de Maracaibo, biología y ambiente. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IvIC), Caracas, 241 p.
- Rojas J. 2012. *Polymesoda solida* como bioindicador de metales pesados en el sistema del lago de Maracaibo. Tesis de doctorado, Universidad del Zulia, Maracaibo, 250 p.
- Rubinson JF y Rubinson KA. 2000. *Química analítica contemporánea*. Prentice Hall, México, D. F., 644 p.
- Schmidt A, Haferburg G, Schmidt A, Lischke U, Merten D, Ghergel F, Büchel G y Kothe E. 2009. Heavy metal resistance to the extreme: *Streptomyces* strains from a former uranium mining area. *Chemie der Erde*, 69:35-44.
- Silver S y Walderharg M. 1992. Gene regulation of plasmid and chromosome determined inorganic ion transport in bacteria. *Microbiological Reviews*, 56(1):195-228.
- Sun MY, Dafforn K, Brown MV y Johnston EL. 2012. Bacterial communities are sensitive indicators of contaminant stress. *Marine Pollution Bulletin*, 64 (5):1029-1038.
- Vásquez R, Bastardo A y Mundarain I. 2005. Ensayo de toxicidad aguda  $Cl_{50}$ -96h con acetato de cadmio y parámetros hematológicos en el híbrido cultivado *Colossoma macropomum* y *Piaractus brachypomus*. *Zootecnia Tropical*, 23(3):247-257.
- Volesky B. 1990. *Biosorption of heavy metals*. CRC Press, Boca Raton, 408 p.
- Zakaria ZA, Jaapar J y Ahmad WA. 2004. Bacteria as bioindicators for metal contamination (p. 131-135). Phang y Brown (Eds.). *Biomonitoring in tropical coastal ecosystems*. University of Malaysia Maritime Research Centre, Skudai, 328 p.

# EVALUACIÓN DE ÁCIDOS ORGÁNICOS EN BEBIDAS DE FRUTA COMERCIALES POR CROMATOGRAFÍA LÍQUIDA DE ALTA EFICIENCIA

## ORGANIC ACIDS EVALUATION IN COMMERCIAL FRUIT DRINK BY HIGH PERFORMANCE LIQUID CHROMATOGRAPHY

Yaned Milena CORREA NAVARRO<sup>1\*</sup>, Juan David RIVERA GIRALDO<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Grupo de Investigación en Estudios Ambientales en Agua y Suelo, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Caldas, sede principal, calle 65 N.º 26-10, Manizales, Colombia.

\* Autor correspondiente. E-mail: [yaned.correa@ucaldas.edu.co](mailto:yaned.correa@ucaldas.edu.co)

### Historia del artículo

Recibido: Junio 17, 2017

Evaluado: Octubre 10, 2017

Aceptado: Noviembre 20, 2017

Disponible: Diciembre 4, 2017

### Resumen |

Los ácidos orgánicos son unas de las moléculas constitutivas de los jugos y juegan un papel importante en la determinación de la autenticidad de estos. Este trabajo presenta un método de separación por cromatografía líquida de alta eficiencia (CLAE) de 6 ácidos orgánicos: ascórbico, cítrico, málico, fórmico, succínico y tartárico. El análisis se llevó a cabo empleando una fase estacionaria reversa (C18), una fase móvil constituida por ácido sulfúrico 1 mM a un flujo de 1 mL min<sup>-1</sup> en un tiempo total de corrida de 10 minutos y detección por ultravioleta (UV) a 210 nm. Bajo las condiciones anteriormente descritas se evaluaron 10 muestras comerciales de bebidas de frutas y se encontraron como únicos ácidos el cítrico y el ascórbico, con intervalos de concentraciones de 375,3-5073,7 mg L<sup>-1</sup> y 28,4-749,0 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. La metodología empleada fue simple y apropiada para la separación y la cuantificación rápida, precisa (RSD inferiores al 5 %), sensible y simultánea de los ácidos mayoritarios en los jugos evaluados. Las curvas de calibración para los ácidos cítrico y ascórbico presentaron excelente linealidad y un alto coeficiente de determinación ( $r^2 > 0,99$ ) en los intervalos de concentración empleados.

**Palabras clave:** análisis cromatográfico, calidad de bebidas, productos naturales, validación.

### Abstract |

Organic acids are one of the major constituent molecules of fruit juice and play an important role in determining its authenticity. This paper presents a high-performance liquid chromatographic (HPLC) separation method for six organic acids, namely, ascorbic, citric, malic, formic, succinic and tartaric acids. The analysis was performed using a reverse stationary phase (C18), a mobile phase made up of 1 mM H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> at a flow rate of 1 mL min<sup>-1</sup>, with total run time of 10 minutes and ultraviolet (UV) detection at 210 nm. Under these conditions, ten samples of commercial fruit drinks were tested, and the only acids found were citric and ascorbic acids at concentration ranges of 375.3 to 5073.7 mg L<sup>-1</sup> and 28.4 to 749.0 mg L<sup>-1</sup>, respectively. The method used was simple and appropriate for the fast, accurate (RSD less than 5 %), sensitive and simultaneous separation and quantification of major acids in the fruit drinks tested. Calibration curves for citric and ascorbic acids showed excellent linearity and a high coefficient of determination ( $r^2 > 0,99$ ) in the concentration ranges used.

**Keywords:** beverage quality; chromatographic analysis; natural products; validation.

## INTRODUCCIÓN |

Los ácidos orgánicos, los azúcares y los compuestos fenólicos son las moléculas de mayor presencia en los jugos de frutas. Evaluar estas sustancias en los alimentos es importante dado que afectan las propiedades sensoriales e influyen en la estabilidad de los productos terminados (Kelebek, 2009). Asimismo, en los jugos y los néctares los ácidos evidencian la autenticidad del producto y son usados con este fin por su baja susceptibilidad al cambio durante los procesos de manufactura y almacenamiento (Reuter, 2015; Cunha *et al.*, 2002). Los ácidos más usados como aditivos para mejorar las calidades sensoriales de las bebidas son el ácido cítrico, el tartárico, el fumárico y el fosfórico. Entre tanto, el ácido benzoico es empleado como preservante para disminuir el pH del jugo y con esto aumentar el tiempo de vida útil en estante de las bebidas comerciales (Shui y Leong, 2002).

Diversas técnicas analíticas han sido empleadas para la cualificación y la cuantificación de ácidos orgánicos en alimentos. Sin embargo, las técnicas cromatográficas son las mejores por su simpleza, rapidez y reproducibilidad. Dentro de estas la más utilizada es la cromatografía líquida de alta eficiencia (CLAE), que requiere un mínimo de preparación de la muestra y emplea diversidad de fases estacionarias y de sistemas de detección, lo cual permite obtener resultados rápidos y precisos (Mato, 2005).

En Colombia las bebidas no alcohólicas mantienen una demanda creciente, en particular las alternativas más saludables como el agua embotellada, el té, los jugos y los concentrados de frutas, que han desplazado a las bebidas tradicionales como las gaseosas (Legiscomex, 2014). Para las bebidas con adición de jugo (zumo) o pulpa de fruta, o las mezclas de estos que se distribuyen en Colombia, el Ministerio de Salud y Protección Social (2013) elaboró un reglamento técnico en el cual se estipulan los requisitos mínimos que deben cumplir para su comercialización nacional.

El propósito de este trabajo fue separar, identificar y cuantificar los ácidos orgánicos presentes en bebidas de fruta comerciales ampliamente consumidas por la población colombiana. Para ello se empleó cromatografía líquida de alta eficiencia con detección ultravioleta. De esa manera se verificó la calidad de estos productos consumidos en Colombia.

## MATERIALES Y MÉTODOS |

Los ácidos ascórbico, cítrico, málico, fórmico, succínico, tartárico y sulfúrico fueron Merck (Darmstadt, Alemania). El agua (H<sub>2</sub>O) desionizada se obtuvo en un equipo E-pure Barnstead (Thermo, Barnstead Lab, CA, Estados Unidos). Las soluciones patrón —de 1000 mg L<sup>-1</sup> de los ácidos ascórbico, málico, fórmico, succínico, tartárico, y 2000 mg L<sup>-1</sup> del ácido cítrico— fueron preparadas al disolver los estándares puros con la fase móvil empleada. Previo al análisis todas las soluciones fueron filtradas a través de membranas de 0,45 µm de poro (Millipore).

Para el análisis se empleó un cromatógrafo líquido UltiMate 3000, equipado con un sistema de procesamiento de datos Chromeleon 7.2, inyector automático con loop de 20 µL, un detector de longitud de onda fija a 210 nm y una columna de ODS de 5 µm (250x4,6 mm). La fase móvil empleada fue ácido sulfúrico 1 mM a un flujo de 1 mL min<sup>-1</sup> y el tiempo total de cada corrida fue de 10 minutos. La fase móvil empleada se determinó realizando pruebas basadas en los trabajos de Karadeniz (2004) y Nour *et al.* (2010), que realizaron corridas cromatográficas en modo isocrático empleando ácido sulfúrico y ácido fosfórico a flujos entre 0,5 mL min<sup>-1</sup> y 1 mL min<sup>-1</sup>.

Las muestras de bebidas (Tabla 1) fueron obtenidas de supermercados locales y almacenadas en nevera a 4 °C hasta su análisis. Para la evaluación 1 mL de la bebida comercial se diluyó en 4 mL de agua desionizada, mezcla que a continuación se centrifugó durante 10 min a 5000 rpm. Posteriormente, se tomaron 2 mL del sobrenadante y se filtraron a través de una membrana de nailon de 0,2 µm para ser finalmente sometidos al análisis (Karadeniz, 2004). Todas las muestras después de preparadas fueron inmediatamente corridas en el HPLC.

La identificación de los ácidos orgánicos fue realizada por comparación de los tiempos de retención de los estándares y de las muestras. Además, se adicionaron cantidades conocidas de los ácidos detectados a las muestras para verificar la identidad del pico. La cuantificación se realizó mediante curvas de calibración, que fueron construidas con seis niveles de concentración para el ácido ascórbico y siete niveles para el ácido cítrico. Todos los análisis se realizaron por triplicado (Fig. 1).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN |

Para optimizar las condiciones cromatográficas se evaluaron diferentes fases móviles, en las cuales se usaron tanto ácido sulfúrico como fosfórico, que son comúnmente reportados para la cuantificación de ácidos orgánicos por Clae (De Quirós *et al.*, 2009; Chinnici *et al.*, 2005; Pérez-Ruiz *et al.*, 2004; De Villiers *et al.*, 2004). La mejor separación se obtuvo al emplear la fase móvil isocrática compuesta por ácido sulfúrico 1 mM a un flujo de 1 mL min<sup>-1</sup>. Bajo estas condiciones los ácidos analizados tuvieron buena separación. Un cromatograma de la mezcla de los ácidos evaluados bajo las condiciones cromatográficas descritas se presenta en la Fig. 2.

Los análisis tuvieron buena repetibilidad por día (n=3) y una apropiada precisión entre días (n=10) respecto de los tiempos de retención con valores de 0,3 % y 1,6 % de desviación estándar relativa (RSD), respectivamente. En cuanto al área del pico, la repetibilidad (n=3) y la precisión (n=3) estuvieron dentro del 5 % de RSD. El porcentaje de recuperación del método se obtuvo al analizar una muestra preparada mediante la adición de cantidades conocidas de ácidos ascórbico o cítrico a una bebida. Las recuperaciones de los compuestos de interés estuvieron entre el 85 % y el 106 %. El límite de detección (CMD, S/n=3) y el de cuantificación (CMC, S/n=10) de los ácidos cítrico y ascórbico a 210 nm se presentan en la Tabla 2.

Tabla 1. Muestras de bebidas analizadas.

Muestra	Sabor	Ingredientes reportados en la etiqueta
A1	Coco	Agua, azúcar, ácido cítrico, ácido ascórbico, benzoato de sodio.
A2	Granadilla	Agua, azúcar, ácido cítrico, ácido ascórbico, citrato de sodio.
A3	Limón	Agua, azúcar, ácido cítrico, ácido ascórbico, benzoato de sodio.
B1	Manzana	Agua, azúcar, ácido cítrico, citrato de sodio.
C1	Mandarina	Agua, azúcar, ácido cítrico, ácido ascórbico, benzoato de sodio.
C2	Naranja	Agua, azúcar, ácido cítrico, ácido ascórbico, benzoato de sodio.
D1	Naranja	Agua, azúcar, ácido cítrico, ácido ascórbico, ácido málico, tartrazina.
E1	Naranja	Agua, azúcar, ácido cítrico, ácido ascórbico, benzoato de sodio, tartrazina.
F1	Mango	Agua, azúcar, ácido cítrico, ácido ascórbico.
F2	Piña-naranja	Agua, azúcar, ácido cítrico, ácido ascórbico, citrato de sodio.

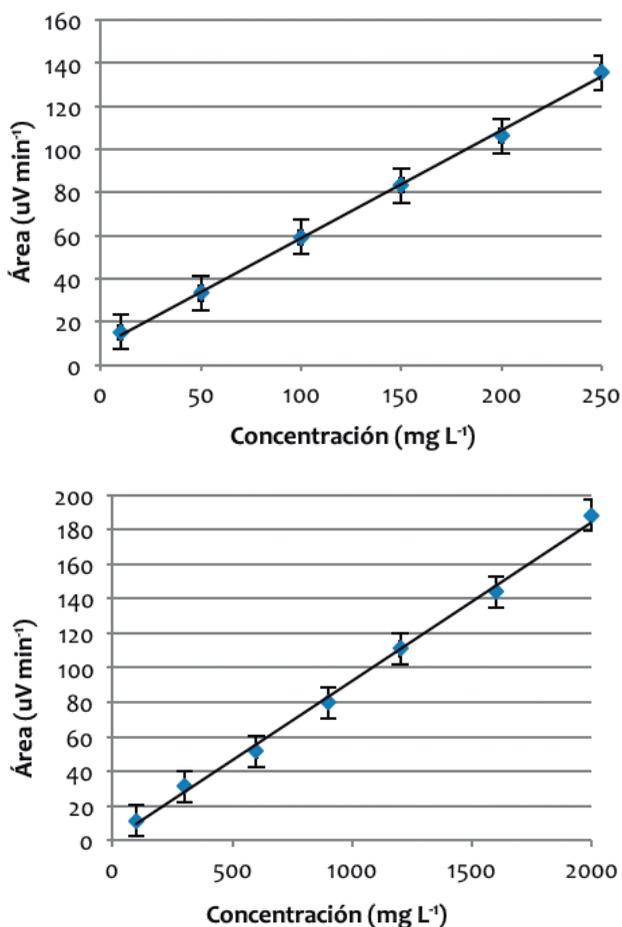


Figura 1. Rectas de calibración obtenidas para los ácidos: a) ascórbico y b) cítrico.

Bajo las condiciones cromatográficas empleadas el único ácido que se detectó en todas las bebidas evaluadas fue el cítrico (Fig. 2), y en cinco de ellas el ascórbico. Estos, junto con el ácido málico y el tartárico, son los que han sido reportados en mayor abundancia en las bebidas de frutas (Scherer et al., 2012). Estos resultados coinciden con lo reportado por Dias et al. (2014), que evaluaron treinta bebidas de frutas y detectaron en todas la presencia del ácido cítrico, mientras

que el ascórbico estuvo presente en veintiocho muestras y el ácido tartárico no fue detectado. Aunque los ácidos málico y tartárico se encuentran en una gran cantidad de frutas, pueden no presentarse en alta concentración, lo cual hace difícil su detección en algunas muestras, como es el caso de las bebidas de frutas.

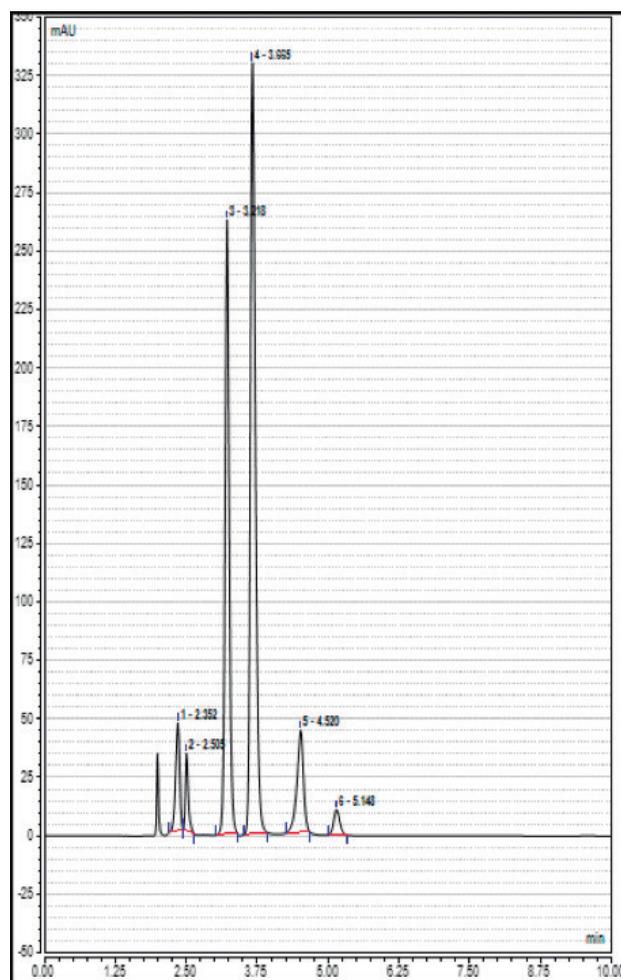


Figura 2. Cromatograma de la mezcla de estándares a 100 mg L<sup>-1</sup> de los ácidos: 1) tartárico, 2) fórmico, 3) ascórbico, 4) málico, 5) cítrico, 6) succínico.

**Tabla 2.** Parámetros de las curvas de calibración y límites de cuantificación (CMC) y de detección (CMD) para los ácidos ascórbico y cítrico.

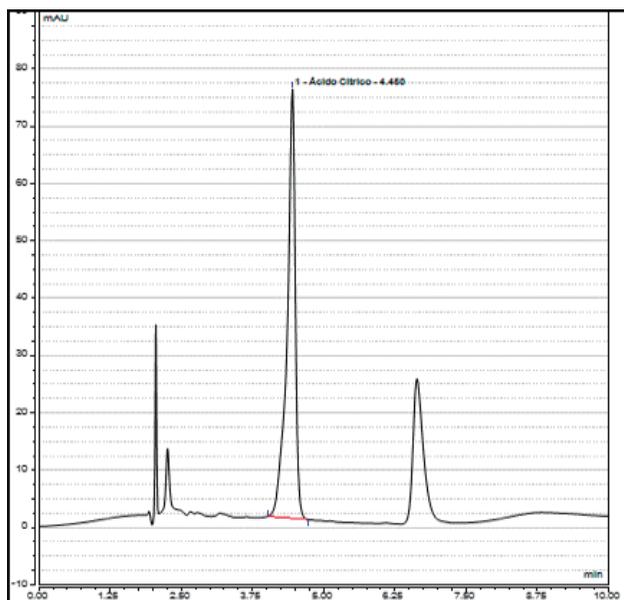
Compuesto	Tiempo de retención (min)	Intervalo lineal de concentración (mg L <sup>-1</sup> )	$\beta_0$	$\beta_1$	r <sup>2</sup>	CMC (mg L <sup>-1</sup> )	CMD (mg L <sup>-1</sup> )
Ácido ascórbico	3,218 ± 0,0830	10-250	9,191	0,4978	0,9989	6,67	2
Ácido cítrico	4,520 ± 0,1158	100-2000	0,221	0,0919	0,9972	83,33	25

$\beta_0$ : intercepto;  $\beta_1$ : pendiente; r<sup>2</sup>: coeficiente de determinación

**Tabla 3.** Concentraciones del ácido ascórbico (AA) y el cítrico (AC) en las muestras de bebidas comerciales.

Muestra	Sabor	Concentración (± desviación estándar) de ácidos (mg L <sup>-1</sup> )	
		Ascórbico	Cítrico
A1	Coco	28,4±3,3	2816,3±124,1
A2	Granadilla	ND	2522,7±39,5
A3	Limón	28,4±15,0	4476,7±293,3
B1	Manzana	ND	375,3±12,3
C1	Mandarina	406,4±0,5	525,1±5,0
C2	Naranja	ND	1985,8±12,9
D1	Naranja	749,0 ± 27,1	3833,5±116,2
E1	Naranja	ND	5073,7±40,2
F1	Mango	ND	3025,8±22,6
F2	Piña-naranja	50,5±0,3	2436,7±75,7

ND = no detectado



**Figura 3.** Cromatograma de una muestra de refresco comercial C2.

Por otro lado, la ausencia de los ácidos fórmico y succínico presupone buenas prácticas de manufactura dado que estos ácidos son producidos durante procesos de fermentación de cierto tipo de bebidas alcohólicas, como el vino (Özcelik et al., 2016), lo que no ocurre en las muestras analizadas en este trabajo. Sin embargo, la ausencia del ácido málico en la bebida de manzana no es un resultado acorde con los reportes bibliográficos, en los cuales se especifica que este es el ácido predominante en dicha fruta, con valores por encima del 90 % del total de los ácidos orgánicos presentes (Wu et al., 2007; Zhang et al., 2010). Las concentraciones encontradas en cada una de las muestras evaluadas se presentan en la Tabla 3.

Como se puede observar en la Tabla 3, el ácido mayoritario en las bebidas de fruta analizadas fue el cítrico, que presentó una concentración entre 375,3 y 5073,7 mg L<sup>-1</sup>. El menor valor de dicho ácido se halló en la bebida de manzana (B1) y el mayor, en una de las de naranja (E1), lo cual es de esperarse dado que este ácido es el de mayor presencia en las frutas cítricas (Bermejo y Cano, 2012; Liu et al., 2012), y además es el que más se suministra a las bebidas de frutas para resaltar su sabor (Reuter, 2015). Esos datos también están de acuerdo con lo reportado por Dias et al. (2014), que obtuvieron concentraciones de ácido cítrico entre 1740 y 3740 mg L<sup>-1</sup> para bebidas de naranja. Asimismo, se evidenció la presencia del ácido ascórbico en algunas de las muestras analizadas (A1, A3, C1, D1 y F2), y las bebidas cítricas fueron las de mayor concentración de este ácido: naranja (D1), con 749,0 mg L<sup>-1</sup>, y mandarina (C1), con 406,4 mg L<sup>-1</sup>. Sin embargo, los resultados no son acordes con lo reportado por Bermejo y Cano (2012), quienes determinaron que este ácido era el más abundante en el limón que en la naranja. Vale la pena resaltar que la determinación de esta molécula tuvo mayor dificultad que la del ácido cítrico dado que el resultado variaba cuando el análisis se realizaba tiempo después de preparada la muestra. Esto coincide con lo reportado por Kabasakalis et al. (2000), quienes encontraron que en jugos comerciales la estabilidad de este ácido estaba relacionada con el tiempo y la temperatura de almacenamiento.

En cuanto a las concentraciones detectadas de los ácidos ascórbico y cítrico, se presentó alta variabilidad entre bebidas de diferente fruta, lo cual es esperado y concuerda con lo reportado en la Resolución 3929 de 2013 del Ministerio de Salud y Protección Social, y con los resultados de Bermejo y Cano (2012) y Liu et al. (2012), que evaluaron diferentes frutas por su contenido nutricional. También se evidenció alta variabilidad en productos del mismo origen. Sin embargo, es difícil hacer comparaciones dado que el perfil de los ácidos orgánicos y la concentración de estos en las frutas y los

vegetales depende de factores como las especies, los suelos y las condiciones de estrés a las que se someten los cultivos de frutas (Bermejo y Cano, 2012). Asimismo, los diferentes protocolos de manufactura de las bebidas hacen complicada una posible comparación (Dias et al., 2014). No obstante, los valores obtenidos en todas las bebidas de frutas evaluadas, excepto las cítricas (limón, mandarina y naranja), están de acuerdo con lo estipulado en la norma general del código para zumos (jugos) y néctares de frutas (Códex Stan 247-2005), en la cual se indica que en jugos de frutas se permite una concentración de ácido cítrico de hasta 3000 mg L<sup>-1</sup>. La normativa colombiana para jugos, por su parte, no fija criterios ni límites específicos de aceptación o rechazo para los ácidos orgánicos presentes en las bebidas de frutas (Ministerio de Salud y Protección Social, 2013).

## CONCLUSIONES

Diez bebidas comerciales obtenidas a partir de ocho tipos de frutas diferentes fueron analizadas por cromatografía líquida de alta eficiencia en este trabajo. Se encontró alta variabilidad en la concentración de los ácidos cítrico y ascórbico, que son los más abundantes en este tipo de refrescos.

La metodología cromatográfica empleada permitió el análisis rápido de seis ácidos orgánicos comúnmente encontrados en frutas. El método desarrollado mostró buena repetibilidad, reproducibilidad y linealidad, lo cual permite aseverar que fue apropiado y podría ser empleado en alimentos que contengan ese tipo de moléculas.

Los resultados obtenidos permiten concluir que las bebidas de frutas comercializadas en Colombia cumplen con los parámetros de calidad y salubridad requeridos en alimentos de alto consumo. Asimismo, se demostró que en el proceso de manufactura cada empresa emplea sus propias formulaciones, lo cual explica las diferencias encontradas entre las distintas bebidas analizadas.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradan a la Universidad de Caldas por el apoyo a la investigación.

## REFERENCIAS

- Bermejo A y Cano A. 2012. Analysis of nutritional constituents in twenty citrus cultivars from the Mediterranean area at different stages of ripening. *Food and Nutrition Sciences*, 3:639-650.
- Chinnici F, Spinabelli U, Riponi C y Amati A. 2005. Optimization of the determination of organic acids and sugars in fruit juices by ion-exclusion liquid chromatography. *Journal of Food Composition and Analysis*, 18:121-130.
- Codex Stan 247. 2005. Norma general del código para zumos (jugos) y néctares de frutas. 21 p. file:///C:/Users/PC/Downloads/CXS\_247s.pdf, consultado septiembre de 2018.
- Cunha SC, Fernandes JO y Ferreira I. 2002. HPLC/UV determination of organic acids in fruit juices and nectars. *European Food Research and Technology*, 214:67-71.
- De Quirós A, Lage-Yusty MA y López-Hernández J. 2009. HPLC analysis of organic acids using a novel stationary phase. *Talanta*, 78:643-646.
- De Villiers A, Lynen F, Crouch A y Sandra P. 2004. Development of a solid-phase extraction procedure for the simultaneous determination of polyphenols, organic acids and sugars in wine. *Chromatography*, 59:403-409.
- Dias LG, Sequeira C, Veloso ACA, Morais JS, Sousa M y Peres AM. 2014. A size exclusion HPLC method for evaluating the individual impacts of sugars and organic acids on beverage global taste by means of calculate dose-over-threshold values. *Chromatography*, 1:141-158.
- Kabasakalis V, Siopidou D y Moshatou E. 2000. Ascorbic acid content of commercial fruit juices and its rate of loss upon storage. *Food Chemistry*, 70:325-328.
- Karadeniz F. 2004. Main organic acid distribution of authentic citrus juices in Turkey, Turk. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 28:267-271.
- Kelebek H, Selli S, Canbas A y Cabaroglu T. 2009. HPLC determination of organic acids, sugars, phenolic compositions and antioxidant capacity of orange juice and orange wine made from a Turkish cv. *Kozan Microchemical Journal*, 9:187-192.
- Legiscomex. 2014. Bebidas no alcohólicas en Colombia/informe sectorial. <https://goo.gl/fZZZBU>, consulta abril de 2017.
- Liu Y, Heying E y Tanumihardjo A. 2012. History, global distribution and nutritional importance of citrus fruits: Comprehensive reviews. *Comprehensive Reviews in Food Sciences and Food Safety*, 11:534-535.
- Mato I, Suárez-Luque S y Huidobro JF. 2005. A review of the analytical methods to determine organic acids in grape juices and wines. *Food Research International*, 38, 1175-1188.
- Ministerio de Salud y Protección Social. 2013. Resolución 3929. Reglamento técnico sobre los requisitos sanitarios que deben cumplir las frutas y las bebidas con adición de jugo (zumo) o pulpa de fruta o concentrados de fruta, clarificados o no, o las mezclas de estos que se procesen, empaquen, transporten, importen y comercialicen en el territorio nacional. <https://goo.gl/6nHuNg>, consultado septiembre de 2018.
- Nour V, Trandafir I y Ionica ME. 2010. HPLC organic acid analysis in different citrus juices under reversed phase conditions. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 38:44-48.
- Özcelik S, Kuley E y Ozogul F. 2016. Formation of lactic, acetic, succinic, propionic, formic and butyric acid by lactic acid bacteria. *Food Science and Technology*, 73:536-542.
- Pérez-Ruiz T, Martínez-Lozano C, Tomás V y Martín J. (2004). High-performance liquid chromatographic separation and quantification of citric, lactic, malic, oxalic and tartaric acids using a post-column photochemical reaction and chemiluminescence detection. *Journal of Chromatography A*, 1026:57-64.
- Reuter, W. 2015. Analysis of organic acids in fruit juices by HPLC and UV detection. Application note, PerkinElmer.
- Scherer R, Poloni AC, Ballus CA, Dillenburg A, Teixeira J y Teixeira H. 2012. Validation of a HPLC method for simultaneous determination of main organic acids in fruits and juices. *Food Chemistry*, 135:150-154.
- Shui G y Leong LP. 2002. Separation and determination of organic acids and phenolic compounds in fruit juices and drinks by high-performance liquid chromatography. *Journal of Chromatography A*, 977(1): 89-96.
- Wu J, Gao H, Zhao L, Liao X, Chen F, Wang Z y Hu X. 2007. Chemical compositional characterization of some apple cultivars. *Food Chemistry*, 103:88-93.
- Zhang Y, Li P y Cheng L. 2010. Developmental changes of carbohydrates, organic acids, amino acids, and phenolic compounds in "Honeycrisp" apple flesh. *Food Chemistry*, 123:1013-1018.

# EFICIENCIA DE UN REACTOR BIOLÓGICO SECUENCIAL EN EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE UNA PLANTA PROCESADORA DE PRODUCTOS CÁRNICOS

## EFICIENCY OF A SEQUENTIAL BIOLOGICAL REACTOR FOR THE TREATMENT OF EFFLUENTS FROM A PROCESSING PLANT OF MEAT PRODUCTS

Sedolfo José CARRASQUERO FERRER<sup>1\*</sup>, Manuel Gregorio RODRÍGUEZ ORTIZ<sup>1</sup>, José Alexander BERNAL VERGARA<sup>1</sup>, Altamira Rosa DÍAZ MONTIEL<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (Disa), Escuela de Ingeniería Civil, Universidad del Zulia, Apartado postal 526, Maracaibo 4001-A, Venezuela.

\*Autor corresponsal. E-mail: [scarrasquero@fing.luz.edu.ve](mailto:scarrasquero@fing.luz.edu.ve)

### Historia del artículo

Recibido: Agosto 28, 2017

Evaluated: Octubre 10, 2017

Aceptado: Diciembre 8, 2017

Disponible: Diciembre 19, 2017

### Resumen |

El agua residual proveniente de una planta procesadora de productos cárnicos está constituida básicamente por materia orgánica y altos contenidos de nitrógeno y fósforo. Es por ello que esta investigación tuvo como objetivo evaluar la eficiencia de un reactor biológico secuencial en la remoción de materia orgánica y nutrientes tratando efluentes de una planta procesadora de productos cárnicos ubicada en el estado Zulia (Venezuela). El reactor fue operado con tres tiempos de ciclo operacional (7, 10 y 12 h), un tiempo de retención celular de 25 días y una secuencia anóxica-anaeróbica/aeróbica/anóxica (Ax-An/Ae/Ax). Los parámetros medidos al inicio, durante y al final de cada ciclo evaluado fueron: demanda química de oxígeno total, demanda bioquímica de oxígeno, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, pH, alcalinidad total, fósforo total, color y turbidez. Los tratamientos aplicados a dicho efluente en el reactor biológico secuencial (SBR) permitieron obtener remociones de materia orgánica y nutrientes superiores al 92,6 % para la DQOT, 44,7 % para el NT y 52,6 % para el PT debido a la flexibilidad del reactor para adaptarse a distintas condiciones de operación. La mayor remoción de materia orgánica, nutrientes, color y turbidez se alcanzó con los tiempos de ciclo operacional (TCO) de 10 y 12 h, de modo que se generó un efluente que cumplió con lo establecido en la normativa venezolana sobre descarga en cuerpos de agua.

**Palabras clave:** efluente de productos cárnicos, reactor por carga secuencial, remoción de nutrientes, tiempo de ciclo operacional.

### Abstract |

The wastewater from a meat processing plant consists basically of organic matter and high nitrogen and phosphorus contents. This research aimed to assess the efficiency of a sequencing batch reactor in removing organic matter and nutrients to treat effluents from a meat processing plant located in Zulia State, Venezuela. The reactor was operated with three operational cycle times (7, 10 and 12 h), a cell retention time of 25 days and an anaerobic-aerobic-anoxic (Ax-An/Ae/Ax) sequence. The parameters measured at the beginning, during and at the end of each cycle were total chemical oxygen demand, biochemical oxygen demand, total nitrogen, ammoniacal nitrogen, nitrites, nitrates, pH, total alkalinity, total phosphorus, color and turbidity. The treatments applied to this effluent in the sequencing batch reactor (SBR) allowed the removal of organic matter and nutrients higher than 92.6 % for TCOD, 44.7 % for TN and 52.6 % for TP due to the flexibility of the reactor to adapt to different operating conditions. The greatest removal of organic matter, nutrients, color and turbidity was achieved with operational cycle times (OCT) of 10 and 12 h, generating an effluent that met the requirements of Venezuelan regulations for the discharge into bodies of water.

**Keywords:** meat product effluent; nutrient removal; operational cycle time; sequencing batch reactor.

## INTRODUCCIÓN |

El agua es un recurso indispensable para la vida. Cuando sustancias químicas u organismos patógenos entran en contacto con esta debido a los procesos industriales, el crecimiento poblacional y el constante desarrollo tecnológico, se altera su composición original, lo que se ve reflejado en propiedades fisicoquímicas como color, olor, sólidos totales, concentración de materia orgánica y nutrientes. Dichas propiedades, por lo tanto, permiten identificar y diagnosticar cuándo el agua está contaminada, y por ende, causa daños a la salud de quienes la consumen y a su entorno receptor.

Los efluentes (líquidos industriales) se caracterizan por ser de composición muy diversa y compleja debido a que son generados por sistemas productivos diferentes, en los cuales las materias primas e insumos utilizados confieren características particulares a cada tipo de agua residual generada. Por eso conviene la aplicación de un tratamiento que pueda adaptarse al gran número de contaminantes contenidos en esos efluentes (Corbitt, 2003; Flapper et al., 2001).

Venezuela cuenta con normas como el Decreto 883 (República de Venezuela, 1995) y la Ley de aguas (República Bolivariana de Venezuela, 2007). Sin embargo, la mayoría de las descargas de aguas residuales no es tratada, de modo que los sistemas naturales, con mayor o menor eficacia, deben degradar los desechos de forma natural (Palmero et al., 2009). Un ejemplo de efluentes contaminantes son los que provienen de las industrias procesadoras de productos cárnicos, que debido a la presencia de materia orgánica, nitrógeno, fósforo, grasas, entre otros, generan problemas como la eutrofización de las corrientes naturales, que pone en riesgo la vida en los ecosistemas acuáticos (Padilla et al., 2011; López et al., 2008; Massé y Masse, 2000).

La eutrofización de los cuerpos de agua se define como un proceso de deterioro de la calidad del recurso hídrico que se origina por el enriquecimiento de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo. Dicho proceso condiciona la utilización de las aguas y ejerce grandes impactos ecológicos, sanitarios y económicos (Ledezma et al., 2013). Cuando el agua de un cuerpo se enriquece de nutrientes, se inician muchos cambios. Primero, este enriquecimiento favorece el crecimiento y la multiplicación del plancton, lo que aumenta la turbidez del agua. Segundo, con la desaparición de la vegetación acuática sumergida es evidente que se pierden alimentos, hábitats y el oxígeno disuelto de la fotosíntesis (Moreno et al., 2010).

Por ello surge la necesidad de remover simultáneamente la materia orgánica, el nitrógeno y el fósforo en este tipo de efluentes a través de tratamientos biológicos con sistemas no convencionales de lodos activados, como los reactores biológicos secuenciales (SBR) (Filali et al., 2004; Li e Irvin, 2007; Li et al., 2008; Zhan et al., 2009). Estos, además de ser efectivos en la eliminación de materia orgánica y nitrógeno para tratar efluentes de industrias cárnicas, son más económicos y generan menor cantidad de subproductos que los sistemas biológicos convencionales (Farabegoli et al., 2004).

Los reactores por carga secuencial han sido utilizados con éxito para el tratamiento de efluentes industriales tales como los provenientes de la industria del curtido y teñido de pieles (Pire et al., 2015; Carrasquero et al., 2014a, 2014b), la industria avícola (Palmero et al., 2009), la industria camaronera (Díaz et al., 2012), la industria láctea (Angulo et al., 2015) y las empresas del sector cárnico (Kundu et al., 2013, 2014; Carrasquero et al., 2015). Esto demuestra la flexibilidad de los sistemas SBR para adaptarse a efluentes con características fisicoquímicas diferentes.

El objetivo de esta investigación fue evaluar la eficiencia de un reactor biológico secuencial utilizando diferentes estrategias operacionales para el tratamiento de los efluentes provenientes de una planta procesadora de productos cárnicos ubicada en el estado Zulia.

## MATERIALES Y MÉTODOS |

### Recolección del efluente industrial

La recolección de los efluentes se realizó de acuerdo con los patrones establecidos en el método estándar (APHA et al., 2005), usando la metodología 1060 sobre recolección de muestras y preservación. La recolección se realizó de manera manual a través de un muestreo aleatorio simple en la tanquilla ubicada a la salida de la descarga de los efluentes de una industria que se dedica a la elaboración de productos cárnicos ubicada en el municipio Maracaibo, estado Zulia, Venezuela. Los muestreos se realizaron mensualmente, durante cuatro meses consecutivos, recogiendo las aguas residuales de la empresa en recipientes limpios de plástico de color oscuro con capacidad de 20-25 L.

### Origen y adaptación de la biomasa

La biomasa microbiana se recolectó de un sistema de tratamiento aeróbico que servía para la depuración de los líquidos residuales de un matadero de reses. El reactor por carga se inoculó en una proporción 30:70, agregando la biomasa recolectada (0,6 L) al agua residual (1,4 L). El licor mezcla se sometió a un proceso de aireación continua con un TRH de 24 horas y un TRC de 25 días. Se permitió un tiempo de sedimentación de 0,5 h (30 min) antes de descargar el efluente clarificado. La adaptación de la biomasa y la estabilización del reactor se realizaron hasta que los valores de remoción de DQO obtenidos a la salida fueran constantes y superiores a 80 %. De igual manera, como parámetro para determinar el fin de la estabilización se utilizó la observación de buenas características de sedimentabilidad de la biomasa. La estabilización del reactor duró 12 días.

### Descripción del reactor biológico secuencial

Para el tratamiento del efluente industrial se utilizó un reactor cilíndrico de carga secuencial a escala de laboratorio, de 14,5 cm de diámetro y 26 cm de alto, con un volumen total del dispositivo de 4 L. El volumen efectivo de trabajo fue de 2 L, con 30 % de biomasa y el resto agua residual. El

reactor funcionó de manera automatizada para el llenado y la descarga del agua a tratar mediante un sistema de bombeo con bombas peristálticas de un solo sentido de flujo (Cole-Parmer, modelos 77202-60 y 77201-60), dispositivos reguladores de tiempo (Excelline, modelo GTC-E-120ASg) y sistemas independientes de agitación mecánica y suministro de oxígeno (Fig. 1). Todo el efluente clarificado se extrajo del reactor durante la fase de descarga.

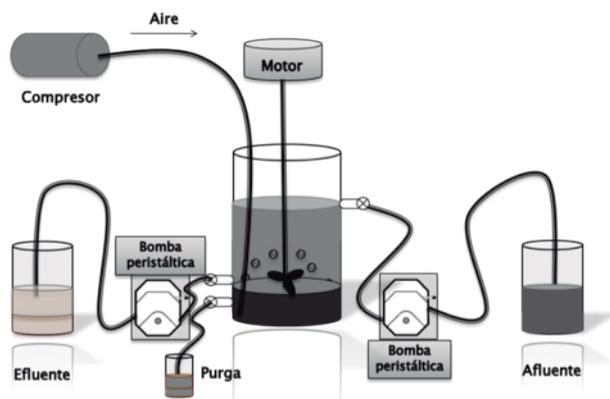


Figura 1. Descripción ilustrada del reactor biológico secuencial.

El reactor se inoculó con biomasa adaptada a las características del efluente industrial. La entrada del afluente y la descarga del efluente del reactor se realizaron a través de tuberías flexibles de 6 mm de diámetro (Masterflex 06409-147) empleando bombas peristálticas de un solo sentido de flujo, con caudal constante de 93 mL/min para el llenado y la descarga. De igual manera se efectuó la extracción del licor mezcla.

El sistema de agitación mecánica consistió en un motor monofásico de 15 W y 1300 rpm (General Electric, modelo WR60X165) ensamblado a un eje de acero inoxidable con un aspa de cuatro alas que se sumergió dentro de agua residual y lodo (licor mezcla). Las revoluciones del motor se mantuvieron en 300 rpm utilizando un potenciómetro (Uyгур, 2006).

El aire se suministró a través de un compresor (SeaStar, modelo HX-308-20) conectado a una tubería flexible transparente de 5 mm enlazada en serie con un dispositivo difusor dispuesto en el fondo del reactor, de 45 cm de largo y 4 mm de diámetro. Este dispositivo suministró aire en forma ascendente a la mezcla contenida en el reactor, de modo que garantizara una concentración mínima de 2 mg/L de oxígeno disuelto durante la fase aeróbica.

### Tratamientos del efluente industrial

Los efluentes de la industria procesadora de alimentos cárnicos recibieron tres tratamientos, mediante un diseño completamente al azar, en cada uno de los cuales variaba el tiempo de ciclo operacional (7, 10 y 12 h) mateniéndose constante un tiempo de retención celular (TRC) de 25 días. La duración de cada una de las etapas se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Tratamientos realizados en el SBR para los efluentes de la elaboración de productos cárnicos.

Tratamiento	TCO (h)	TRH (h)	TRC (d)	Secuencia operacional (h)		
				Ax-An	Ae	Ax
T1	7	10	25	1,5	4	0,5
T2	10	14,3	25	2	6	1
T3	12	17,1	25	2	7,5	1,5

Las fases de llenado, sedimentación y descarga tuvieron una duración de 0,25, 0,5 y 0,25 h, respectivamente.

Las muestras en el reactor biológico secuencial fueron tomadas al inicio, durante y al final de cada tratamiento evaluado. Cada muestreo se realizó en función de los análisis definidos para cada una de las fases del tratamiento en estudio, tales como pH (4500-B), alcalinidad total (2320 B), DBO<sub>5,20</sub> (5210), DQOT y DQOS (5220-C), NTK (4500-Norg-A), N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (4500-NH<sub>3</sub>-B), N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (4500-NO<sub>2</sub>-B), N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (4500-NO<sub>3</sub>-D), SST (2540-D), SSV (2540 E), color (2130 B), turbidez (2120 B), PT y P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (4500-P C), según los procedimientos establecidos en el método estándar (APHA et al., 2005). Para la determinación de la DQOS, la muestra fue filtrada por una membrana estéril de éster-celulosa con un tamaño de poro de 0,45 μm. Adicionalmente, se determinaron las cargas orgánicas volumétricas (COV) y las cargas de nitrógeno total (CNT) empleando las ecuaciones propuestas por Mekonnen y Leta (2011).

Se construyeron perfiles que permitieron relacionar las concentraciones de DQO, NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, y P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (Tabla 2) con los parámetros de control operacional potencial de óxido-reducción (Sper Scientific 850088), oxígeno disuelto (Thermo Orion 862A) y pH (Orion 3 Star Series), que fueron medidos usando electrodos sumergidos en el licor mezcla para el mejor tiempo de ciclo operacional obtenido. Para la construcción de estos perfiles se hicieron modificaciones en la duración de las fases de la etapa de reacción: la fase anaeróbica-anóxica tuvo una duración de 3 h; la aeróbica, de 4,5 h, y la segunda fase anóxica, de 1,5 h.

Los resultados de las remociones de las variables se compararon mediante un análisis de varianza y separación de medias a través de la prueba de Tukey utilizando el programa estadístico SPSS versión 20.0. Los resultados del resto de las variables evaluadas fueron presentados mediante estadística descriptiva señalando los valores de tendencia central (media) y su dispersión (desviación estándar). De igual manera, se realizó un análisis de correlación de Pearson entre los parámetros medidos para caracterizar el efluente industrial.

Tabla 2. Lista de abreviaturas.

Abreviatura	Significado
Ae	Fase aeróbica
An	Fase anaeróbica
Ax	Fase anóxica
CNT	Carga de nitrógeno total
COV	Carga orgánica volumétrica
DBO <sub>5,20</sub>	Demanda bioquímica de oxígeno
DQOS	Demanda química de oxígeno soluble
DQOT	Demanda química de oxígeno total

Abreviatura	Significado
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrógeno amoniacal
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitratos
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitritos
NT	Nitrógeno total
NTK	Nitrógeno total Kjeldahl
OD	Oxígeno disuelto
ORP	Potencial de óxido-reducción
pH	Potencial de hidrógeno
PT	Fósforo total
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	Ortofosfatos
SBR	Reactor biológico secuencial
SST	Sólidos suspendidos totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
SSTLM	Sólidos suspendidos totales en el licor mezcla
SSVLM	Sólidos suspendidos volátiles en el licor mezcla
T	Tratamiento
TCO	Tiempo de ciclo operacional
TRH	Tiempo de retención hidráulico
TRC	Tiempo de retención celular.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Caracterización de los efluentes de la planta de productos cárnicos

En la Tabla 3 se muestran los resultados de la caracterización de los efluentes de la planta procesadora de alimentos cárnicos. Se obtuvo una concentración promedio de DBO<sub>5,20</sub> de 688 mg/L, que representó el 47,3 % de la DQOT. Esta relación se encuentra dentro del rango reportado para efluentes de plantas procesadoras de alimentos cárnicos, de 0,46-0,58 (Romero et al., 2014; León et al., 2016). En comparación, Baskar y Sukumaran (2015) reportaron un valor promedio de DBO<sub>5,20</sub> de 410 mg/L durante la caracterización de los efluentes de una planta de alimentos cárnicos en Tamil Nadu, India.

La concentración de DQOT osciló entre 1155 y 1755 mg/L con un valor promedio de 1455 mg/L. La fracción soluble de la DQOT representó 56,6 %, mientras que la fracción particulada representó el 43,4 %. En comparación, Wahaab y El-awady (1999) obtuvieron un promedio de DQOT de 1544 mg/L en efluentes de una planta procesadora de carne en El Cairo, Egipto.

Las concentraciones de DQOS oscilaron entre 625 y 1023 mg/L con un promedio de 824 mg/L. A partir del análisis de correlación de Pearson se encontró significancia ( $p \leq 0,05$ ) entre la DQOT y la DQOp, con un coeficiente de correlación positivo ( $r = 0,92$ ).

Los valores promedio de NTK y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> fueron de 60 y 52,9 mg/L, respectivamente. La concentración de nitrógeno amoniacal representó 88,2 %. Sroka et al. (2004) indicaron que las aguas residuales de las empresas procesadoras de carne contienen cantidades apreciables de proteínas

fácilmente putrescibles, por lo que suelen desprender olores desagradables.

El valor de NT fue de 67,4 mg/L, mientras que la concentración promedio de NO<sub>x</sub> fue de 7,4 mg/L. La presencia de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> puede ser causada por la utilización de sales durante el curado de embutidos como el jamón, proceso en el cual se utilizan nitrato de sodio o potasio y nitrito de sodio, así como fostatos, azúcar y condimentos con la finalidad de preservar la carne, desarrollarle color e intensificar su sabor. Los nitratos y nitritos contribuyen al sabor y al color rojo-rosado tan característico del cerdo curado. Además, los nitritos y la sal inhiben el crecimiento de *Clostridium botulinum*, un microorganismo letal que puede generarse en los alimentos bajo ciertas condiciones (Usda, 2012).

Las concentraciones de fósforo total (PT) y fósforo soluble bajo la forma de ortofosfatos (P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>) fueron de 24,47 y 16,18 mg/L, respectivamente. La concentración de P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> representó 66,1 % de la concentración de PT. La presencia de fósforo se debe a las sales de fósforo utilizadas en el curado de las carnes, así como a las aguas de lavado de las maquinarias y las instalaciones. Estos valores se encuentran dentro del rango de 15-40 mg/L reportado para efluentes de plantas procesadoras de alimentos a base de carne de ave, reses y cerdos (Romero et al., 2014; Sroka et al., 2004; Barbut, 2015).

La relación DQOT/N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/PT en el efluente fue de 100:3,6:1,15. Este valor es similar al reportado por León et al. (2016) de 100:3,86:0,71 para efluentes provenientes de una industria procesadora de carne.

El pH del efluente varió entre 6,38 y 6,66, con una alcalinidad total entre 665 y 877 mg CaCO<sub>3</sub>/L. Los valores de pH son cercanos a los reportados por Romero et al. (2014) y De Sena et al. (2009), de 6,45 y 6,7 en efluentes de plantas procesadoras de alimentos cárnicos en La Habana (Cuba) y Santa Catarina (Brasil), respectivamente. Los valores de pH obtenidos se encontraron dentro del límite para el vertido a cuerpos de agua, y dentro del rango considerado óptimo para el crecimiento de organismos aeróbicos (Díaz et al., 2012).

La concentración promedio de SST en el efluente fue de 668 mg/L. Los valores de SST se correlacionaron positiva y significativamente ( $p \leq 0,05$ ) con las concentraciones de DQOT ( $r = 0,838$ ) y DQOp ( $r = 0,783$ ), lo que mostró su dependencia con respecto a las concentraciones de estos parámetros en el agua residual.

Los resultados obtenidos durante la caracterización mostraron que el agua residual no cumple con las especificaciones requeridas para ser descargada a un cuerpo de agua, por lo que se requiere aplicarle algún tratamiento que permita disminuir las concentraciones de materia orgánica, nutrientes y sólidos a niveles que no excedan los límites establecidos por la normativa actual vigente (República de Venezuela, 1995).

**Tabla 3.** Características fisicoquímicas del efluente de la planta de productos cárnicos.

Parámetro	Unidades	Valor (media±DE)	Límites máximos establecidos <sup>1</sup>
DBO <sub>5,20</sub>	mg/L	688±33	60
DQOT	mg/L	1455±300	350
DQOS	mg/L	824±199	-
DQOP <sup>2</sup>	mg/L	632±114	-
NTK	mg/L	60±19	-
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	52,9±15,8	-
N orgánico <sup>3</sup>	mg/L	7,1±4,6	-
NO <sub>x</sub> <sup>-</sup>	mg/L	7,4±4,54	10
NT	mg/L	67,4±19,4	40
PT	mg/L	24,47±7,02	9
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	mg/L	16,18±4	10
pH	-	6,52±0,14	6-9
Alcalinidad total	mg CaCO <sub>3</sub> /L	771±106	-
Color real	UC Pt-Co	45±11	500
Turbidez	UNT	43,7±11,4	-
SST	mg/L	668±127	-
DQOT/(N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )/P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	-	100/3,6/1,15	-

n=7. n: número de repeticiones. DE: desviación estándar.

<sup>1</sup>República de Venezuela, 1995.

<sup>2</sup>Se calculó por diferencia entre la DQOT y la DQOS.

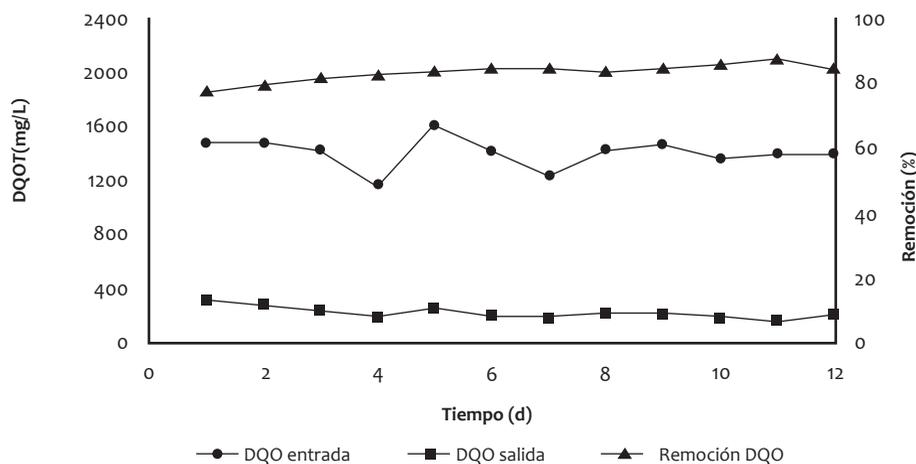
<sup>3</sup>Se determinó por diferencia entre el NTK y el N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

### Proceso de adaptación de la biomasa a los efluentes

Para el tratamiento de los efluentes de la planta procesadora de alimentos cárnicos el reactor se inoculó con la biomasa proveniente de un sistema biológico que trataba efluentes de la matanza de cerdos. Se observó que durante el tiempo de adaptación de la biomasa y estabilización del reactor por carga el porcentaje de remoción de DQO varió entre 78 % y 88 %, con valores a la salida del reactor estables entre 170 y 327 mg/L, así como una carga orgánica volumétrica (COV) entre 0,99 y 1,14 kg DQO/(m<sup>3</sup>.d) (Fig. 2).

### Desempeño del reactor por carga a diferentes TCO

La eficiencia de remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo se evaluó en un reactor por carga operado bajo tres tiempos de ciclo operacional (7, 10 y 12 h). La carga orgánica volumétrica varió entre 3,7 y 2,42 kg DQO/(m<sup>3</sup>.d), y no se encontraron diferencias significativas (p>0,05) entre los diferentes tiempos evaluados (Tabla 4). Las COV aplicadas al reactor fueron superiores a las reportadas por Baskar y Sukumaran (2015) de 1,67 kg DQO/(m<sup>3</sup>.d). La CNT presentó valores promedios de 0,12, 0,12 y 0,13 kg DQO/(m<sup>3</sup>.d) para los tratamientos de 7, 10 y 12 h, sin diferencias significativas (p>0,05) entre esos valores.



**Figura 2.** Proceso de aclimatación de la biomasa a los efluentes de la planta procesadora de alimentos cárnicos.

**Tabla 4.** Parámetros operacionales en el SBR para los tratamientos evaluados de los efluentes de la planta procesadora de alimentos cárnicos.

Parámetro	Tratamiento			
	T1	T2	T3	
T (°C)	28,7±0,3	28,3±0,4	28,1±0,5	
pH	6,55±0,15	6,53±0,12	6,59±0,17	
Alcalinidad total(mg CaCO <sub>3</sub> /L)	848±83	800±54	752±74	
COV (kg DQO/(m <sup>3</sup> .d))	3,70a±0,68 <sup>a</sup>	2,51a±0,28 <sup>a</sup>	2,42a±0,35 <sup>a</sup>	
CNT (kg NT/(m <sup>3</sup> .d))	0,12a±0,03 <sup>a</sup>	0,12a±0,01 <sup>a</sup>	0,13a±0,01 <sup>a</sup>	
SSTLM (mg/L)	3900±450	3850±320	4010±410	
SSVLM (mg/L)	2400±380	2550±390	2750±408	
Fase anaeróbica	0,27±0,05	0,31±0,08	0,29±0,048	
OD (mg/L)	Fase aeróbica	3,05±0,12	2,98±0,25	3,09±0,91
	Fase anóxica	0,28±0,03	0,13±0,1	0,29±0,13

n: número de repeticiones. n: 12. T1: tratamiento con un TCO de 7 h, T2: 10 h, T3: 12 h. Media seguida por letras de tamaños distintos en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ( $p \leq 0,05$ ).

Las condiciones de temperatura con las que funcionó el reactor por carga secuencial entre los tres tratamientos aplicados fueron similares, oscilaron entre 28,1 y 28,7 °C, lo cual indica que el rango de trabajo fue mesofílico. El intervalo de temperatura registrado se encuentra dentro de los valores recomendados para el desarrollo de la actividad biológica. La actividad microbiana se incrementa a medida que aumenta la temperatura del sistema, sobre todo por lo que respecta a las bacterias nitrificantes, que son las más sensibles a las posibles variaciones de este parámetro (Escaler y Mujeriego, 2001).

El pH de los tratamientos evaluados estuvo dentro del rango recomendado para el crecimiento de los microorganismos en un sistema biológico (6,5-8,5 unidades) (Grunditz y Dalhammar, 2001). De igual manera, la concentración de oxígeno disuelto para todos los tratamientos realizados se mantuvo mayor al límite recomendado por Romero (2001), que establece que los sistemas biológicos aireados deben tener una concentración de oxígeno disuelto mayor que 2 mg/L.

Con respecto a la concentración de SSTLM, los valores se mantuvieron entre 3850 y 4010 mg/L, mientras que los valores promedio de SSVLM estuvieron entre 2400 y 2750 mg/L, con una relación promedio de SSVLM/SSTLM de 0,65 durante la evaluación de la eficiencia del reactor por carga. Estos parámetros permitieron cuantificar y controlar la concentración de biomasa en los sistemas de tratamiento pues juntos constituyen uno de los parámetros más importantes de control y operación en cualquier sistema de tratamiento biológico junto con la purga del lodo. Según la EPA (1999), la concentración típica de sólidos suspendidos en el licor mezcla debe estar en el rango de 2000 a 4000 mg/L, valores que se encuentran cercanos a los obtenidos en los tratamientos aplicados, lo que indica un buen funcionamiento del sistema.

La Tabla 5 muestra el desempeño del SBR en la remoción de DQOT. Se obtuvo que tal remoción varió entre 91,3 % y 92,6 %, sin diferencias estadísticas ( $p > 0,05$ ) entre los tiempos evaluados. Todos los tratamientos realizados permitieron generar un efluente con valores a la salida del reactor menores al límite establecido en la normativa venezolana (350 mg/L según República de Venezuela, 1995) sobre descarga en cuerpos de agua.

**Tabla 5.** Eficiencia de remoción de DQOT en los tratamientos evaluados para los efluentes de la planta procesadora de alimentos cárnicos.

Parámetro	Fase	T1	T2	T3
DQO	Entrada	1543±282	1484±164	1441±207
	Fin Ax/An	715±180	780±74	835±84
	Fin aeróbica	271±107	258±66	236±70
	Fin anóxica	113±69	118±36	119±40
	Salida	116±70	120±33	123±39
	<b>% Remoción</b>		<b>92,6±3,3<sup>a</sup></b>	<b>91,9±1,7<sup>a</sup></b>
DBO <sub>5-20</sub>	Entrada	610±72	602±108	616±147
	Fin Ax/An	326±99	254±56	172±21
	Fin aeróbica	67±18	52±11	35±12
	Fin anóxica	67±12	45±12	28±16
	Salida	65±12	46±8	29±16
	<b>% Remoción</b>		<b>89±1,6<sup>b</sup></b>	<b>92,3±2,3<sup>ab</sup></b>

n: número de repeticiones. n: 12. T<sub>1</sub>: tratamiento con un TCO de 7 h, T<sub>2</sub>: 10 h, T<sub>3</sub>: 12 h. TCO: tiempo de ciclo operacional. Fin Ax/An: fin de las fases anóxica-anaeróbica. Media seguida por superíndices distintos en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ( $p \leq 0,05$ ).

La concentración de DQOT en la entrada al reactor varió entre 1234 y 1825 mg/L. A pesar de la variabilidad de la concentración de DQO en la entrada del reactor, se obtuvieron

valores de remoción superiores a 90 %, con lo cual se demuestra la adaptabilidad de este tipo de tratamiento biológico a las fluctuaciones de materia orgánica que se puedan presentar.

La concentración de  $DBO_{5,20}$  a la entrada del reactor varió entre 494 y 763 mg/L, mientras que los porcentajes de remoción oscilaron entre 87,4 % y 98,2 %. No se encontraron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre los valores obtenidos para los tratamientos de 7 y 10 h, pero sí ( $p \leq 0,05$ ) entre estos y los obtenidos con el tratamiento de 12 h, en el cual se encontraron los menores valores residuales a la salida del reactor.

Los porcentajes de remoción de  $DBO_{5,20}$  obtenidos se encuentran cercanos a los reportados por Maldonado y Ramón (2006) y López *et al.* (2008, 2010), quienes obtuvieron porcentajes de remoción de 92 %, 96 % y 97 %, luego de haber aplicado tratamientos biológicos combinados (anaeróbico + aeróbico) en efluentes cárnicos con TRH en los sistemas de tratamiento de 48, 29 y 33 horas respectivamente.

El tratamiento en el SBR fue capaz de remover el nitrógeno por el proceso de nitrificación-desnitrificación convencional, ya que durante y al final de la fase aeróbica se detectaron nitratos y nitritos con disminución de la concentración de nitrógeno amoniacal y NTK (Tabla 6).

De igual manera, las concentraciones de los iones  $NO_2^-$  y  $NO_3^-$  disminuyeron durante la primera fase anóxica. Durai

y Rajasimman (2011) encontraron que un proceso de pre-desnitrificación/nitrificación es más eficiente para la remoción simultánea de nitrógeno y materia orgánica.

La concentración de NTK varió entre 44 y 85 mg/L a la entrada del reactor, con lo cual disminuyó el producto de los tratamientos realizados. La mayor remoción (93,9 %) de NTK se alcanzó en el tratamiento realizado con un TCO de 12 h, significativamente superior ( $p \leq 0,05$ ) a los valores obtenidos en los tratamientos de 7 y 10 h, en los que se removió 43 % y 87,5 % respectivamente (Tabla 7).

La eficiencia de nitrificación en el SBR varió entre 43 % y 93,7 %. La menor remoción se obtuvo cuando se usó el TCO de 7 h (T1), que mostró diferencias significativas ( $p \leq 0,05$ ) con los valores obtenidos en el resto de los tratamientos (T2 y T3). La concentración de nitrógeno amoniacal a la salida del reactor fue menor a 10 mg/L, lo que evidencia una adecuada capacidad de nitrificación en el SBR. Carrasquero *et al.* (2014c) trataron un efluente proveniente de matadero de reses mediante un SBR con dos TCO (10 y 12 h), alcanzaron eficiencias de remoción del 75 % y 81 % respectivamente y afirmaron que el aumento de la eficiencia de remoción de nitrógeno amoniacal se debió al aumento del TCO.

**Tabla 6.** Valores promedio de las concentraciones de NTK,  $N-NH_4^+$ ,  $N-NO_2^-$ ,  $N-NO_3^-$  en los tratamientos de los efluentes de la planta procesadora.

Variable	Fase	T1	T2	T3
NTK	Entrada	44±13	64±9	85±9
	Fin An/Ax	37±7	46±4	57±9
	Fin aeróbica	24±4	10±2	8±3
	Fin anóxica	23±1	14±1	9±3
	Salida	22±1	12±1	9±3
$N-NH_4^+$	Entrada	36±12	56±8	70±8
	Fin An/Ax	30±6	39±3	48±8
	Fin aeróbica	20±3	7±1	5±3
	Fin anóxica	19±1	6±1	4±2
	Salida	18±1	7±1	4±2
$N-NO_2^-$	Entrada	2,09±0,87	2,73±0,9	2,36±0,8
	Fin An/Ax	ND	ND	ND
	Fin aeróbica	3,81±1,77	26,3±7,1	12,5±11,3
	Fin anóxica	2,01±0,08	11,3±6,6	5,7±2,2
	Salida	2,07±0,05	9,1±6,79	5,3±1,8
$N-NO_3^-$	Entrada	5,09±3,7	4,55±2,91	4,09±1,36
	Fin An/Ax	ND	ND	ND
	Fin aeróbica	29,88±2,43	54,5±33,2	56,1±13,6
	Fin anóxica	6,11±3,35	7,82±3,4	7,2±3,5
	Salida	5,82±3,25	6,73±3,07	6,3±2,6
NT	Entrada	50,9±12,9	71,6±7,9	84,9±9,1
	Fin An/Ax	36,9±6,7	46,2±3,6	56,8±9,4
	Fin aeróbica	57,3±8,3	90,7±29,9	74,4±38,3
	Fin anóxica	31,1±5,4	32,7±13,4	17,9±8,5
	Salida	30,3±3,9	27,5±11,9	16,4±7,3

n: número de repeticiones. n: 12. T1: tratamiento con un TCO de 7 h, T2: 10 h, T3: 12 h. TCO: tiempo de ciclo operacional.

Fin Ax/An: fin de las fases anóxica-anaeróbica. ND: no determinado.

**Tabla 7.** Valores promedios de remoción de NTK, NT, eficiencias de nitrificación y desnitrificación obtenidos durante tratamientos de los efluentes de la planta procesadora de alimentos cárnicos.

Variable	T1	T2	T3
Remoción de NTK	44,7±8,5 <sup>c</sup>	81,3±4,3 <sup>b</sup>	93,9±1,6 <sup>a</sup>
Remoción de NT	37,6±5,6 <sup>c</sup>	61,3±11,9 <sup>b</sup>	81,4±8,8 <sup>a</sup>
Eficiencia de nitrificación	43±14,8 <sup>b</sup>	87,5±3,7 <sup>a</sup>	93,7±4,3 <sup>a</sup>
Eficiencia de desnitrificación <sup>1</sup>	59,8±17,1 <sup>b</sup>	67±19,9 <sup>a,b</sup>	81,4±9,3 <sup>a</sup>

n: número de repeticiones. n: 12. T1: tratamiento con un TCO de 7 h, T2: 10 h, T3: 12 h. La eficiencia de desnitrificación fue calculada en la segunda etapa anóxica. Media seguida por superíndices distintos en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ( $p < 0,05$ ).

Las eficiencias de desnitrificación en la segunda etapa anóxica oscilaron entre 59,8 % y 81,4 %, y la mayor remoción de NT se obtuvo en el tratamiento de 12 h. Los valores a la salida del reactor de los tres tratamientos evaluados cumplen con lo establecido en la normativa venezolana sobre descarga en cuerpos de aguas (República de Venezuela, 1995), que establece un límite máximo de 40 mg/L.

El proceso de remoción de materia orgánica y nitrógeno estuvo acompañado de una reducción de la alcalinidad total en el transcurso de la primera fase anóxica, mientras que en la fase aeróbica ocurrió simultáneamente tanto un aumento del pH como una disminución de alcalinidad (Tabla 8). En la segunda fase anóxica de la secuencia operacional se observó un aumento del pH, y por consiguiente, una recuperación de la alcalinidad en el sistema.

Se obtuvo que para los tres tratamientos el pH a la salida del reactor fue mayor que a la entrada. Díaz *et al.* (2010) explican que la variación del pH en los reactores biológicos se debe a una liberación de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), que es eliminado en la fase de aireación. La eliminación del gas ácido ( $\text{CO}_2$ ) disminuye la concentración del ion hidronio  $[\text{H}^+]$  y en consecuencia aumenta el pH a la salida del reactor.

La concentración de fósforo total a la salida del SBR no cumple con lo establecido en la normativa venezolana sobre descarga en cuerpos de agua (República de Venezuela, 1995) en ninguno de los tratamientos realizados. Se registran valores entre 10,53 y 11,71 mg/L (Tabla 9) y no se encuentran diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) para la remoción de fósforo entre los valores obtenidos en los diferentes TCO evaluados. Además, en todos los tratamientos se observó liberación de ortofosfatos durante la primera fase anóxica-anaeróbica, y su consumo durante la fase aeróbica.

Los tratamientos en el SBR con TCO de 10 y 12 h permitieron obtener los mayores porcentajes de remoción simultánea de materia orgánica y nutrientes, lo cual generó un efluente cuya calidad cumple con lo establecido en la normativa venezolana (República de Venezuela, 1995), a excepción del PT. Por ello, como estrategia operacional se decidió extender la duración de la fase en el ciclo de 10 h para aumentar la liberación de ortofosfatos, y por ende, el consumo en la fase siguiente (Youwei *et al.*, 2009). El perfil de las concentraciones de materia orgánica, las formas de nitrógeno y ortofosfatos se presenta en la Fig. 3, así como también las variables de control de pH, OD y ORP.

**Tabla 8.** Valores promedio de pH y alcalinidad total obtenidos durante tratamientos de los efluentes de la planta procesadora de alimentos cárnicos.

Variable	Fase	T1	T2	T3
pH	Entrada	6,54±0,15	6,53±0,12	6,59±0,17
	Fin An/Ax	6,97±0,24	6,85±0,11	6,83±0,18
	Fin aeróbica	7,38±0,35	7,01±0,17	6,9±0,23
	Fin anóxica	7,41±0,25	7,1±0,14	7±0,22
	Salida	7,42±0,24	7,16±0,16	7,06±0,28
Alcalinidad total (mg $\text{CaCO}_3$ /L)	Entrada	752±74	800±54	848±83
	Fin An/Ax	579±38	403±27	636±171
	Fin aeróbica	236±175	202±41	208±69
	Fin anóxica	427±175	502±34	404±78
	Salida	429±165	552±37	405±68

n: número de repeticiones. n: 12. T1: tratamiento con un TCO de 7 h, T2: 10 h, T3: 12 h. Fin Ax/An: fin de las fases anóxica-anaeróbica.

**Tabla 9.** Valores promedio PT,  $\text{P-PO}_4^{3-}$  y eficiencias de remoción de PT, obtenidos durante tratamientos de los efluentes cárnicos.

Variable	Fase	T1	T2	T3
$\text{P-PO}_4^{3-}$	Entrada	17,26±3,29	15,86±0,72	14,44±3,7
	Fin An/Ax	21,23±4,75	22,21±1,03	19,28±5,1
	Fin aeróbica	7,89±1,43	7,11±0,37	6,5±1,7
	Fin anóxica	6,91±1,25	6,3±0,39	5,84±1,75
	Salida	7,04±1,54	6,41±0,66	5,9±1,35
PT	Entrada	22,25±5,63	24,47±1,14	26,65±4,97
	Salida	10,53±1,87	11,61±2,07	11,71±2,93
Remoción PT (%)		52,7±11,4 <sup>a</sup>	52,6±6,17 <sup>a</sup>	56±12,6 <sup>a</sup>

n: número de repeticiones. n: 12. T1: tratamiento con un TCO de 7 h, T2: 10 h, T3: 12 h. Media seguida por superíndices distintos en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ( $p < 0,05$ ). Fin Ax/An: fin de las fases anóxica-anaeróbica.

Se observó que la liberación de  $P-PO_4^{3-}$  en la primera fase anóxica ocurrió al agotarse la concentración de nitritos y nitratos en el efluente debido a que ciertas bacterias acumuladoras de fósforo son desnitrificantes (BAFD) y utilizan el nitrato como aceptor de electrones en lugar de oxígeno, sin liberación de fósforo al medio. Una vez consumidos los nitratos y nitritos, se observó un aumento progresivo en la concentración de ortofosfatos, con un incremento al final de la primera fase anóxica de 41,2 %. Este aumento de ortofosfatos estuvo acompañado de una disminución de los valores de ORP, un consumo de DQO y un aumento de pH.

En el perfil de alcalinidad total se observó un aumento de 780 a 910  $mg\ CaCO_3/L$  debido al proceso de reducción de los iones  $N-NO_2^-$  y  $N-NO_3^-$ . Carrasquero *et al.* (2015) concluyeron que un motivo por el cual un efluente puede alcalinizarse es la desnitrificación, que libera alcalinidad y logra recuperar parte de la basicidad consumida por la nitrificación. A los 45 min de iniciada la primera fase anóxica se observó un punto de quiebre en este perfil, lo que indicó que el proceso de desnitrificación finalizó, y se observó después una disminución de la alcalinidad de 910 a 523  $mg/L$ . El agotamiento del sustrato de las bacterias desnitrificantes creó condiciones anaeróbicas en las cuales se observaron disminuciones en la concentraciones de DQO,  $N-NH_4^+$  y NTK, de 31,7%, 35,2% y 55,2% respectivamente.

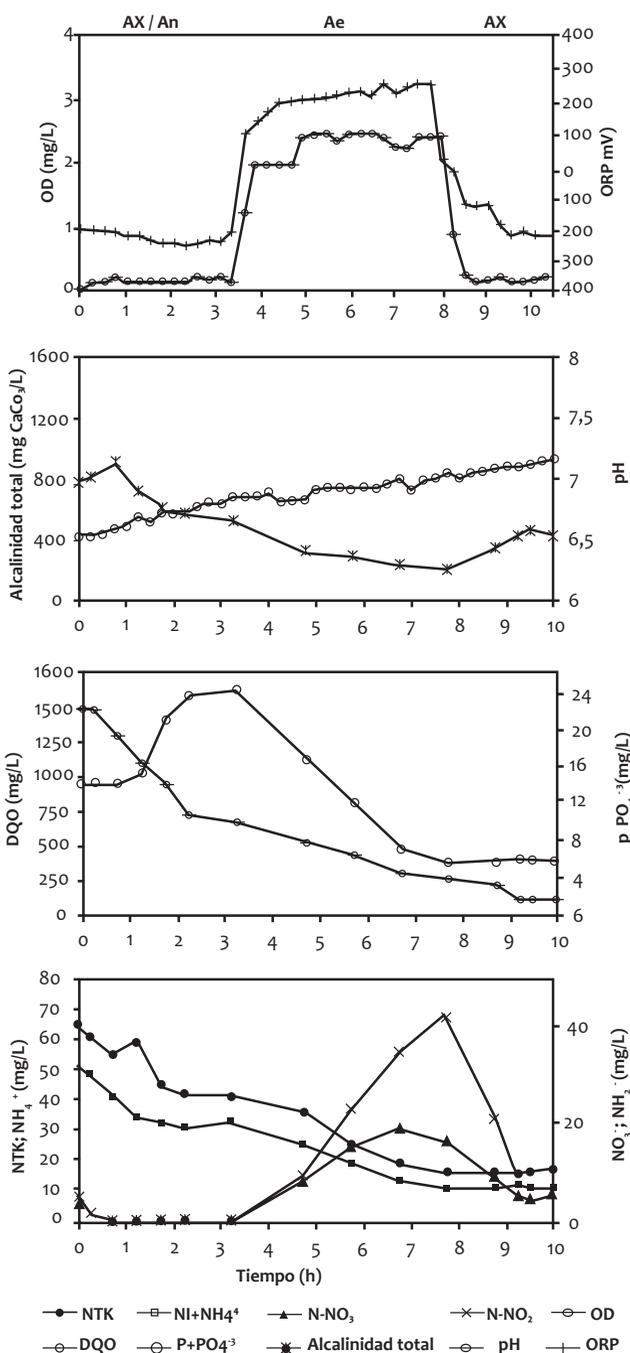
En la fase aeróbica se observó la disminución del  $N-NH_4^+$  debido a la transformación en  $N-NO_2^-$  y  $N-NO_3^-$ , que correspondió con un incremento en el ORP acompañado de disminución de la alcalinidad total y reducción progresiva de la DQO. En el perfil del ORP se identificó el punto del valle de amonio a las 6,5 h del TCO.

En la segunda fase anóxica el valor de ORP disminuyó de 23 a -125 mV durante los primeros treinta minutos debido a que se detuvo el suministro de aire al sistema. En el perfil del ORP se observó a las 9,25 h el pico invertido del nitrato y valle de amonio, se realizó una aproximación teórica de la duración mínima de las fases y se encontró que la etapa de reacción tendría una duración de 460 min, lo que representa una reducción de un 13,3 %.

Los cambios en la duración de cada una de las etapas de reacción del ciclo operacional permitieron obtener porcentajes de remoción de 73,8 %, 78,4 %, 92,8 % y 61,6 % de NTK, nitrógeno amoniacal, DQO y PT respectivamente. La concentración de PT a la salida del reactor fue de 8,9  $mg/L$ , así que el efluente cumplió con lo establecido en la normativa venezolana sobre descarga en cuerpos de agua (República de Venezuela, 1995).

La Fig. 4 presenta las condiciones operacionales del reactor por carga secuencial que maximizaron la remoción de

materia orgánica, nutrientes, color y turbidez en los efluentes de la planta procesadora de productos cárnicos.



**Figura 3.** Perfiles de las concentraciones de DQO,  $P-PO_4^{3-}$ , NTK,  $N-NH_4^+$ ,  $N-NO_3^-$ ,  $N-NO_2^-$  y de las mediciones en línea de pH, OD y ORP durante un ciclo operacional de 10 h en el tratamiento de efluentes de la planta procesadora de productos cárnicos en el SBR.

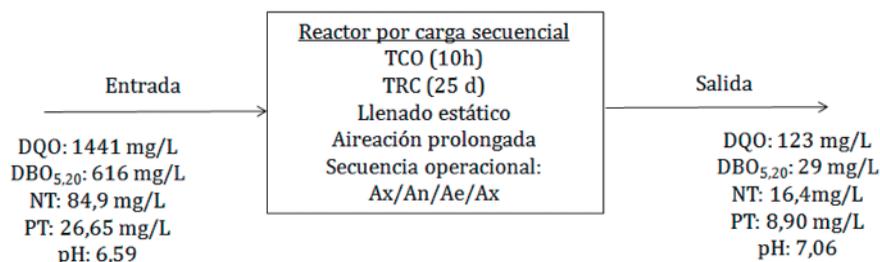


Figura 4. Condiciones operacionales del mejor tratamiento en el SBR para los efluentes de la elaboración de productos cárnicos.

## CONCLUSIONES

El efluente de la planta procesadora de alimentos cárnicos se caracterizó por presentar concentraciones de DQOT de 1455 mg/L, de NT de 67,4 mg/L y de PT de 24,5 mg/L, por lo cual el efluente industrial no cumple la normativa venezolana vigente sobre descarga en cuerpos de agua.

El tratamiento en el SBR permitió obtener porcentajes de remoción de materia orgánica, medida como DQO, que oscilaron entre 91,3 % y 92,6 %. No se encontraron diferencias significativas entre los tres tiempos evaluados.

Para los tiempos de ciclo operacional de 10 y 12 h se obtuvieron los mayores porcentajes de remoción de nitrógeno total (61,3 %), NTK (81,3 %) y PT (52,6 %).

## REFERENCIAS

- Angulo N, Carvajal K, Cárdenas C, Araújo I, Morillo G, Melo P, Beltrán A y Díaz A. 2015. Comparación de condiciones operacionales en un reactor por carga secuencial tratando un efluente lácteo. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, 38(1):50-57.
- APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association) y WEF (Water Environment Federation). 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21<sup>o</sup> Ed., American Public Health Association, Washington, D.C.
- Barbut S. 2015. Waste treatments and by-products (cap. 18). En: *The science of poultry and meat processing*. University of Guelph (Ontario).
- Baskar M y Sukumaran B. 2015. Effective method of treating wastewater from meat processing industry using sequencing batch reactor. *International Research Journal of Engineering and Technology*, 1(2):1-5.
- Carrasquero S, Pire M, Rincón N y Día, A. 2014a. Monitoreo de la remoción biológica de nitrógeno en efluentes de tenerías usando un reactor por carga secuencial. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 15(2):287-298.
- Carrasquero S, Pire M, Colina G, Mas y Rubí M, Martínez M y Díaz A. 2014b. Tasas de nitrificación y desnitrificación durante el tratamiento biológico de efluentes de tenerías en un reactor por carga secuencial. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 47(3):220-234.
- Carrasquero S, Matos E, Saras F, Pire M, Colina Gy Díaz A. 2014c. Evaluación de la eficiencia de un reactor por carga secuencial tratando aguas residuales provenientes de un matadero de reses. *Revista de la Facultad de Ingeniería Universidad Central de Venezuela*, 29(3):7-16.
- Carrasquero S, Marquina D, Soto J, Viloria S, Pire M y Díaz A. 2015. Remoción de nutrientes en aguas residuales de un matadero de reses usando un reactor biológico secuencial. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25(2):43-60.
- Corbitt R. 2003. Manual de referencia de la ingeniería medioambiental. McGraw Hill, Madrid. 1608 pp.
- De Sena R, Tambosi J, Genena A, Moreira R, Schroder H y José H. 2004. Treatment of meat industry wastewater using dissolved air flotation and advanced oxidation processes monitored by GC-MS and LC-MS. *Chemical Engineering Journal*, 152:151-157.
- Díaz A, Ferrer P, Mazzolo E, Ferrer M, Rincón N y Colina G. 2010. Remoción simultánea de nitrógeno, DQO y fenol en un efluente sintético utilizando reactores SBR. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, 33(3):205-212.
- Díaz A, Villalobos M, Escalera M, Carrasquero S y López F. 2012. Remoción de nitrógeno en efluentes de una industria camaronera utilizando un reactor por carga secuencial. *Ciencia*, 20(2):79-89.
- Durai G y Rajasimman M. 2011. Biological treatment of tannery wastewater: A review. *Environmental Science & Technology*, 4(1):1-17.
- EPA (U. S. Environmental Protection Agency). 1999. Wastewater technology fact sheet sequencing batch reactors. EPA 832-F-99-073. Washington, D. C.
- Escaler I y Mujeriego R. 2001. Eliminación biológica de nutrientes (nitrógeno y fósforo) mediante un proceso discontinuo de lodos activados. *Ingeniería del Agua*, 8(1):67-77.
- Farabegoli G, Carucci A, Majone M y Rolle E. 2004. Biological treatment of tannery wastewater in the presence of chromium. *Journal of Environmental Management*, 71:345-349.
- Filali Y, Auriol M, Tyagi R y Surampalli R. 2004. Treatment of slaughterhouse wastewater in a sequencing batch reactor: Simulation vs experimental studies. *Journal of Environmental Management*, 25(1):23-38.
- Flapper T, Ashbolt N, Lee A, Lee A y Neil O. 2001. From the laboratory to full-scale SBR operation: treating high strength and variable industrial wastewaters. *Water Science and Technology*, 43(3):347-365.
- Grunditz C y Dalhammar G. 2001. Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of Nitrosomonas and Nitrobacter. *Water Research*, 35:433-440.
- Kundu P, Debsarkar A y Mukherjee S. 2013. Treatment of slaughter house wastewater in a sequencing batch reactor: Performance evaluation and biodegradation kinetics. *BioMed Research International*, 1:1-11.
- Kundu P, Debsarkar A y Mukherjee S. 2014. Kinetic modeling for simultaneous organic carbon oxidation, nitrification, and denitrification of abattoir wastewater in sequencing batch reactor. *Bioremediation Journal*, 18 (4):267-286.
- Ledesma C, Bononsea M, Rodríguez C y Sánchez, A. 2013. Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciencia Agronómica*, 44(3):419-425.
- León E, García J, Del Real J y López A. 2016. Performance of an upflow anaerobic filter in the treatment of cold meat industry wastewater. *Process Safety Environment Protection*, 102:385-91.
- Li B e Irvin S. 2007. The comparison of alkalinity and ORP as indicators for nitrification and denitrification in a sequencing batch reactor (SBR). *Biochemical Engineering Journal*, 34:248-255.
- Li J, Healy M, Zhan X y Rodgers M. 2008. Nutrient removal from slaughterhouse wastewater in an intermittently aerated sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 99(16):7644-7650.
- López A, De la Barrera J, Vallejo R y Barahona C. 2008. Estudio comparativo entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para tratar agua residual de rastro. *Interiencia*, 33(7):490-495.
- López A, Vallejo R y Méndez D. 2010. Evaluation of a combined anaerobic and aerobic system for the treatment of slaughterhouse wastewater. *Environmental Technology*, 31(3):319-326.
- Maldonado J y Ramón J. 2006. Sistema de tratamiento para aguas residuales industriales en mataderos. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo*, 1:34-49.
- Massé D y Masse L. 2000. Characterization of wastewater from hog slaughterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment systems. *Canadian Agricultural Engineering*, 42 (3):139-146.
- Mekonnen A y Leta S. 2011. Effects of cycle and fill period length on the performance of a single sequencing batch reactor in the treatment of composite tannery wastewater. *Nature and Science*, 9(10):1-8.
- Moreno D, Quintero J y López A. 2010. Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS*, 78:25-33.

- Padilla E., López A. y Gallardo J. 2011. Evaluation of stability factors in the anaerobic treatment of slaughterhouse water. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 2:114.
- Palmero J, Pire M, Hernández J, López F, Rincón N y Díaz A. 2009. Fraccionamiento de la materia orgánica de un agua residual de la industria avícola para la remoción biológica de nutrientes. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 43(2):211-224.
- Pire M, Cegarra D, Carrasquero S, Angulo N y Díaz A. 2015. Nitrogen and COD removal from tannery wastewater using biological and physicochemical treatments. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 80:63-73.
- República Bolivariana de Venezuela. 2007. Ley de aguas. *Gaceta Oficial* 35-595, 2 de enero.
- República de Venezuela. 1995. Decreto 883. Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y de los vertidos líquidos. *Gaceta Oficial* 5021, 18 de diciembre.
- Romero J. 2001. Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño. *Escuela Colombiana de Ingeniería, Bogotá, Colombia*, 1232 p.
- Romero T, Garbayo P y González O. 2014. Caracterización de las aguas residuales de la empresa procesadora de alimentos Prodal, Cuba. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 35(3):88-100.
- Sroka E, Kamfliski W y Bohdziewicz J. 2004. Biological treatment of meat industry wastewater. *Desalination*, 162:85-91.
- Usda (Servicio de Inocuidad e Inspección de los Alimentos. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos). 2012. Jamón y la inocuidad alimentaria. <https://goo.gl/xuujji>, consulta abril de 2017.
- Uygur A. 2006. Specific nutrient removal rates in saline wastewater treatment using sequencing batch reactor. *Process Biochemistry*, 41:61-66.
- Wahaab R y El-Awady, H. 1999. Anaerobic/aerobic treatment of meat processing wastewater. *The Environmentalist*, 19:61-65.
- Youwei C, Shuying W y Jing L. 2009. On-line monitoring for phosphorus removal process and bacterial community in sequencing batch reactor. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 17(3): 484-492.
- Zhan X, Healy M y Li J. 2009. Nitrogen removal from slaughterhouse wastewater in a sequencing batch reactor under controlled low DO conditions. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 32(5):607-614.

# **ANÁLISIS DE LAS POLÍTICAS ENERGÉTICAS A PARTIR DEL CUMPLIMIENTO DE LA REDUCCIÓN DE EMISIONES DE DIÓXIDO DE CARBONO (CO<sub>2</sub>) ENTRE PAÍSES DE AMÉRICA LATINA CON ECONOMÍA EXTRACTIVA[To]**

## **ANALYSIS OF THE ENERGY POLICIES ABOUT THE REDUCTION OF CARBON DIOXIDE (CO<sub>2</sub>) IN THE MOST REPRESENTATIVE EXTRACTIVE ECONOMIES IN LATIN AMERICA**

**Giuseppe Bernardo DE CORSO SICILIA<sup>1</sup>, Maribel PINILLA RIVERA<sup>2\*</sup>**

<sup>1</sup> Universidad Jorge Tadeo Lozano.

<sup>2</sup> Grupo de Investigación en Estudios Ambientales (GEA.UD), Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

\* Autor corresponsal. E-mail: [mpinillar@udistrital.edu.co](mailto:mpinillar@udistrital.edu.co)

### *Historia del artículo*

Recibido: Junio 23, 2016

Evaluado: Noviembre 20, 2016

Aceptado: Enero 17, 2017

Disponible: Enero 30, 2017

### **Resumen |**

El artículo de investigación presenta un análisis de las políticas energéticas a partir del cumplimiento del Protocolo de Kioto de 1997, referente a la reducción de emisiones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), entre los países con las economías extractivas más representativas de América Latina, cuya transformación puede explicarse tanto por las dinámicas de cada país con sus instituciones como por el resultado de situaciones de cambio potencial. El apoyo documental de la investigación se recabó mediante análisis de tipo cualitativo y cuantitativo que evidencian el comportamiento de las tasas promedio de emisiones, las emisiones por unidad de producción económica y la demanda de energía por fuente en América Latina. De acuerdo con los resultados se evidencia empíricamente que la hipótesis de la curva de Kuznets no se cumple. Por tanto, no puede considerarse que el rápido crecimiento económico solucionará eventualmente los problemas ambientales. Asimismo, se evidencia el elevado ritmo de crecimiento económico en el largo plazo en América Latina, lo que hace necesario disponer de una matriz energética diversificada, eficiente, con costos competitivos y en la cual las energías renovables tengan un papel relevante para así disminuir las deficiencias de las políticas energéticas.

**Palabras clave:** política pública, eficiencia energética, emisiones de dióxido de carbono.

### **Abstract |**

This research paper presents an analysis of energy policies based on compliance with the Kyoto Protocol of 1997, regarding the reduction of carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) emissions, by the most representative extractive economies in Latin America, whose transformation may be explained by both the relationships of each country with their institutions and the outcome of potential change events. The supporting documents of the research were gathered by qualitative and quantitative analyses that show the behavior of average emission rates, emissions per economic production unit and energy demand per source in Latin America. According to the results, the Kuznets curve hypothesis was rejected; therefore, it cannot be considered that rapid economic growth will eventually solve environmental problems. Moreover, we observed the high rate of economic growth in the long term in Latin America, which makes it necessary to have a diversified, efficient, cost-competitive energy mix in which renewable energies play a relevant role to decrease shortcomings in energy policies.

**Keywords:** carbon dioxide emissions; energy efficiency; public policy.

## INTRODUCCIÓN |

Según la Organización Mundial de Meteorología en su boletín anual sobre impacto de los gases de efecto invernadero (GEI) publicado el 30 de octubre de 2017, la concentración de CO<sub>2</sub> en la atmósfera está en el nivel más alto registrado de los últimos 800 000 años ya que ha alcanzado la cifra de 403,3 partes por millón (ppm) en 2016. Para reducir la concentración de dióxido de carbono, principal GEI, y la catastrófica variación en el aumento de temperatura en 2015 se definió un pacto Internacional conocido como Acuerdo de París. Este pretende mantener el calentamiento de la Tierra por lo menos dos grados centígrados por debajo de la media de la era preindustrial. La preocupación surge de que un cambio de tan solo un grado en la temperatura puede desencadenar grandes afectaciones al medio ambiente, a la sociedad y por supuesto a la economía.

En este artículo se adopta la definición de *política pública* de Ramírez (2008), Oviedo (2009) y Galán-Martín *et al.* (2017) como el sistema de cursos de acción, generalmente administrativos, de los gobiernos y parlamentos, enfocados en los temas de una agenda pública y definidos por esas entidades como susceptibles de ser regulados, normados o financiados en el marco legal vigente. Entonces, reflexionar sobre política energética es hacerlo sobre lo que deberá hacerse para cambiar el hoy en pro de un futuro distinto. Esto implica pensar que una de las finalidades de las políticas públicas es la capacidad de planear, articular y facilitar la ejecución de acciones estratégicas que permitan *construir* de mejor forma, acertadamente, el futuro.

Por otro lado, el fundamento económico que explica las relaciones entre el crecimiento económico y el medio ambiente puede encontrarse en la investigación que llevaron a cabo Lezcano *et al.* (2017). Sin embargo, es desde los trabajos que se desarrollaron durante la década de los setenta sobre los límites del crecimiento (Peláez y Gutiérrez, 2016) que la relación entre el crecimiento económico y el medio ambiente se analiza desde un punto de vista *holístico* (Shapiro, 2017).

El artículo da a conocer los resultados de distintas investigaciones sobre el análisis de las políticas energética en América Latina en función del cumplimiento del Protocolo de Kioto de 1997, referente a la reducción de emisiones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). Asimismo, aporta una visión cualitativa y cuantitativa en la cual interactúan en un alto grado de coherencia la dimensión ambiental y la económica. De igual manera, brinda elementos para el desarrollo de la investigación académica sobre herramientas que se han implementado para la búsqueda de soluciones que permitan la asignación eficiente de recursos en materia de implementación y ejecución de políticas públicas. La investigación evidencia la correlación entre el marco teórico y el desarrollo del proceso que deben tener todas las políticas públicas. El proceso de investigación se analiza en cuatro etapas tomando como referencia países con economía

extractiva tales como Argentina, Venezuela, México y Brasil. A continuación se describe cada una de esas etapas:

- a) Se observó el cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) sobre la reducción de emisiones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), y el compromiso de los países que aprueban metas a corto, mediano y largo plazo.
- b) Se analizaron las tasas promedio de emisiones, las emisiones por unidad de producción económica y la demanda de energía por fuente en América Latina
- c) Se realizó un análisis empírico del cumplimiento de la curva de Kuznets.
- d) Finalmente, se analizaron las políticas energéticas a partir del cumplimiento de las metas de reducción de emisiones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>).

## MATERIALES Y MÉTODOS |

La investigación es de corte cualitativo y cuantitativo. Se revisaron los informes de la Oede (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos) y las políticas públicas energéticas de cada país (Argentina, Venezuela, Brasil, México). Después se llevó a cabo un análisis estadístico de estos datos para recoger la complejidad del comportamiento de las tasas promedio de emisiones, las emisiones por unidad de producción económica y la demanda de energía por fuente en América Latina. En seguida, se analizaron las políticas energéticas específicas sobre la reducción de emisiones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) en el mercado energético entre los países arriba mencionados.

### Documentos analizados

Se estudiaron los informes presentados en 2015 por los diferentes países de América Latina ante el PNUMA (Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente) con respecto a los ODM (Cepal, 2015) para analizar las tasas promedio de emisiones y las emisiones por unidad de producción económica.

Asimismo, se analizaron y contrastaron los informes de la Unidad de Cambio Climático de la DDSAH de la Cepal y la literatura internacional para determinar evidencia empírica de la curva ambiental de Kuznets para CO<sub>2</sub>.

### Documentos estadísticos

Para el análisis de las tasas promedio de emisiones y las emisiones por unidad de producción económica se organizó una base de datos sobre emisiones de dióxido de carbono comparando las regiones en desarrollo con las desarrolladas. Se analizó la demanda energética a partir de las fuentes que la satisfacen: combustibles fósiles, renovables, nucleares y alternativas.

### Documentos normativos

Para el análisis de la política ambiental relacionada con el mercado energético de cada país observado se analizaron

algunos documentos promulgados por los gobiernos (planes de desarrollo o de gobierno y normativa ambiental en política energética, entre otros). Se procedió a elaborar una hoja de Excel con la siguiente información: a) el país adoptante, b) el instrumento o mecanismo nacido de la legislación, c) la referencia, d) si ha sido implementado o no, e) nivel de mitigación en Mt de CO<sub>2</sub> (por periodo) y f) costo promedio por tonelada de CO<sub>2</sub> reducida —costo negativo indica beneficio, pago por kW/h en esquemas *feed-in tariff* (USD)—. Al final de este análisis se evidencian algunas tendencias de la política energética en los países de economía extractiva en América Latina.

El método utilizado permitió verificar que a través de la conjunción de los métodos cualitativos y los cuantitativos se puede analizar la eficiencia de la política energética y abordar diferentes acciones internacionales para disminuir las emisiones de CO<sub>2</sub> y contribuir a la mitigación de los efectos del cambio climático.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La energía es inseparable de la política en América Latina. El nacionalismo energético, la falta de territorialidad y la ausencia de inversión generan dificultades para lo que debería ser el objetivo de largo plazo: afianzar un mercado energético sostenible.

Desde 1990 los bosques del mundo han disminuido el carbono guardándolo en sus biomásas en casi todas las regiones, lo que contrarresta las emisiones de carbono mundiales. De 2005 a 2015 las reservas totales de carbono conservadas en la biomasa forestal disminuyeron en aproximadamente 0,6 gigatoneladas por año, principalmente debido a una reducción de las zonas forestales en América Latina.

En la conferencia de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, en París, en diciembre de 2015 los participantes trabajaron para crear un protocolo que ejercería la función de un instrumento jurídico potente, un acuerdo vinculante con valor legal, a través del cual la convención es aplicable a todos los países firmantes. Esto proporciona un marco para el fortalecimiento de la acción internacional, y así se espera mitigar los efectos del cambio climático.

La evidencia científica indica que para estabilizar las condiciones climáticas en un aumento no mayor a 2 °C de temperatura es necesario reducir el flujo anual actual de emisiones de aproximadamente 47 Gt de CO<sub>2</sub>e —que, con 7000 millones de habitantes en el mundo, implica una media de poco menos de 7 toneladas per cápita— a 20 Gt. Para 2050, con aproximadamente una población esperada de 9000 millones de habitantes, se espera entonces una media de 2 toneladas per cápita (Hepburn, 2008).

De este modo, estabilizar el clima implica un cambio abrupto de 7 a 2 toneladas de emisiones de CO<sub>2</sub> per cápita en los próximos 40 años. Y ello en un panorama en el cual la mayor

parte de la población vivirá en países actualmente conocidos como economías emergentes o en vías de desarrollo.

De acuerdo a la Fig. 1, entre 1990 y 2015 las emisiones mundiales de dióxido de carbono aumentaron en más del 50 %. Los datos recopilados en el transcurso de dos décadas muestran que el aumento de las emisiones globales se ha acelerado, elevándose en un 10 % en el periodo de 1990 a 2000, y en un 38 % en el periodo 2000-2015, debido en gran medida a su crecimiento en las regiones en desarrollo (Cepal, 2015).

Las tasas promedio de las emisiones difieren considerablemente entre las regiones en vía de desarrollo y las desarrolladas. En 2015 el promedio de las emisiones en las regiones desarrolladas fue de unas 10 toneladas de dióxido de carbono per cápita por año, en comparación a unas 3 toneladas métricas en las regiones en vía de desarrollo. Las emisiones por unidad de producción económica fueron levemente más altas en las regiones en desarrollo (0,4 kg de dióxido de carbono por dólar de producción económica) en comparación con las regiones desarrolladas (0,3 kg) (Cepal, 2015).

La teoría de que el rápido crecimiento económico puede solucionar los problemas ambientales actuales y futuros, y que por lo tanto se puede reducir la atención a dichos problemas, no parece sostenerse con la evidencia empírica. Pero desde luego esto no implica que sea necesario imponer restricciones al crecimiento económico, sino que se deben considerar con especial atención los estilos de desarrollo y los patrones de vida.

La evidencia disponible sobre la relación entre crecimiento económico y medio ambiente es compleja, no maneja comportamientos lineales ni muestra resultados específicos y depende de factores como el tipo de contaminante o recurso natural, el país, el punto de inflexión; el nivel, tipo, características y composición estructural de la relación; las tecnologías, el ritmo de crecimiento económico, la intensidad del producto o insumo contaminante, las regulaciones y políticas públicas, la política fiscal correspondiente, los factores socioculturales y demográficos e incluso urbanísticos, entre otros.

En este sentido, no parece cumplirse automáticamente la hipótesis de Kuznets' (Blanchard y Fischer, 1989; Cavendish y Anderson, 1994; De Bruyn et al., 1998; Dijkgraaf y Vollebergh, 2005; Dinda, 2004; Grossman y Krueger, 1991; Lind y Mehlum, 2010; Selden, 1994; Suri, 1998; Torras, 1998; Unruh y Moomaw, 1998; Vincent, 1997), y por tanto, no puede considerarse que el rápido crecimiento económico solucionara eventualmente los problemas ambientales.

1 La hipótesis de la curva ambiental de Kuznets postula una relación en forma de U invertida entre degradación ambiental e ingreso per cápita (Panayotou, 1993; Dinda, 2004). Algunos autores han encontrado que esta relación puede verse reflejada también en una curva con forma de N, en la cual la degradación ambiental aumenta inicialmente con el aumento del ingreso, luego disminuye, y aumenta con el tiempo una vez más (Unruh y Moomaw, 1998; Martínez y Bengochea, 2003).

El cambio hacia una economía globalizada se asoció con mayores y más complejas necesidades sociales derivadas de alteraciones en las estructuras económicas y en los riesgos sociales. Las instituciones de los regímenes de protección social mostraron serias dificultades para adaptarse a cambios y se empezó a hablar de “crisis de los Estados de bienestar”. Esta crisis se acopla con otra evidencia: los Estados nacionales ven erosionada su soberanía fiscal y monetaria (Vuolo, 2014).

En general, se observan presiones y dificultades para disminuir gastos como también recursos humanos y físicos derivados del sistema de protección social. A esto se suma un escenario económico internacional caracterizado por la crisis en el sector financiero y el freno al crecimiento económico en muchas economías industrializadas.

El cambio climático se incorpora a este ya complejo panorama de los sistemas de protección social de los Estados modernos. Se cuentan entre los efectos del cambio climático: 1) la expansión del conjunto de riesgos sociales a atender con los sistemas nacionales de protección social y la creación de nuevos problemas distributivos que deben ser manejados

por las instituciones públicas; 2) la posibilidad de conflictos entre políticas tendientes a mitigar los impactos del cambio climático y los tradicionales objetivos y el financiamiento de las políticas sociales; 3) la amenaza a la propia continuidad del régimen de crecimiento económico que ha sustentado la expansión de los actuales sistemas de protección social (Vuolo, 2014).

En América Latina las estructuras de riesgos sociales tradicionales hace tiempo están siendo desafiadas por los cambios demográficos, la conjugación familiar, el empleo y otros elementos socioeconómicos que definen el bienestar de las personas (Cepal, 2011).

En términos generales, América Latina comparte niveles de desarrollo similares a los de otras regiones del mundo, pero se caracteriza por tres grandes dimensiones de los riesgos socioestructurales (Filgueira, 2007): i) altos niveles de desigualdad, ii) coexistencia simultánea de transiciones demográficas tanto en dependencia infantil como de tercera edad, iii) alto nivel de urbanización y iv) elevados niveles de extracción de recursos naturales.

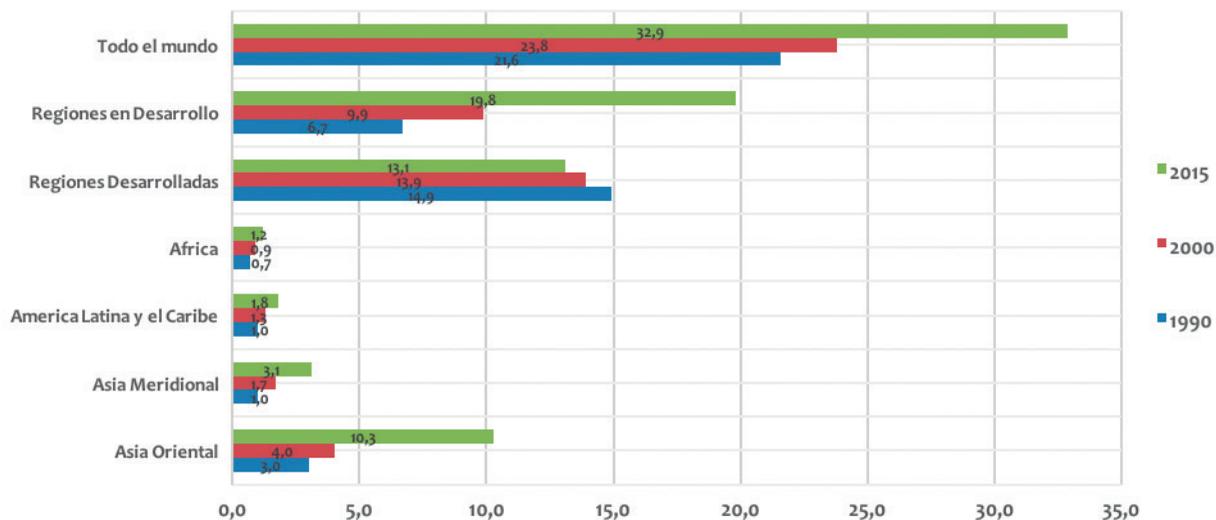


Figura 1. Emisiones de dióxido de carbono 1990, 2000 y 2015 (miles de millones de toneladas métricas).

Muchas son las explicaciones ofrecidas para la desigualdad como rasgo de las sociedades latinoamericanas, e incluyen su herencia colonial, sus economías dependientes de recursos naturales, las limitaciones estructurales para desarrollar industrias dinámicas e integrar sectores modernos y atrasados, sus prolongados periodos de gobierno autoritario, etc. Todos estos procesos definen dinámicas políticamente inestables que se traducen en falta de consenso en torno a patrones distributivos duraderos sostenidos por esquemas institucionales consistentes.

Ahora es claro que el cambio climático es consecuencia de una externalidad negativa global originada por las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) a la atmósfera, sin un valor económico explícito en la gran mayoría de los países. De acuerdo con información del World Resources Institute (WRI, 2015) los países de América Latina y el Caribe contribuyeron

en 2010 con 3257 millones de toneladas métricas de dióxido de carbono equivalente (Mt CO<sub>2</sub>e), lo que representa el 8 % de las emisiones totales de GEI globales<sup>2</sup>.

En el marco de América Latina, Argentina, Brasil, México y Venezuela generan el 75 % de las emisiones de GEI y concentran el 66 % de la población con intensidades de emisión que van desde 402,95 t CO<sub>2</sub>e por millón de dólares (Brasil) hasta 593,41 t CO<sub>2</sub>e por millón de dólares (Venezuela). Este comportamiento se debe a la alta participación de las plantas hidroeléctricas y los biocombustibles en la generación de energía en Brasil y a la alta dependencia de los productos del petróleo en Venezuela.

2 Los datos al respecto en el documento no incluyen emisiones por cambio de uso de suelo y bosque.

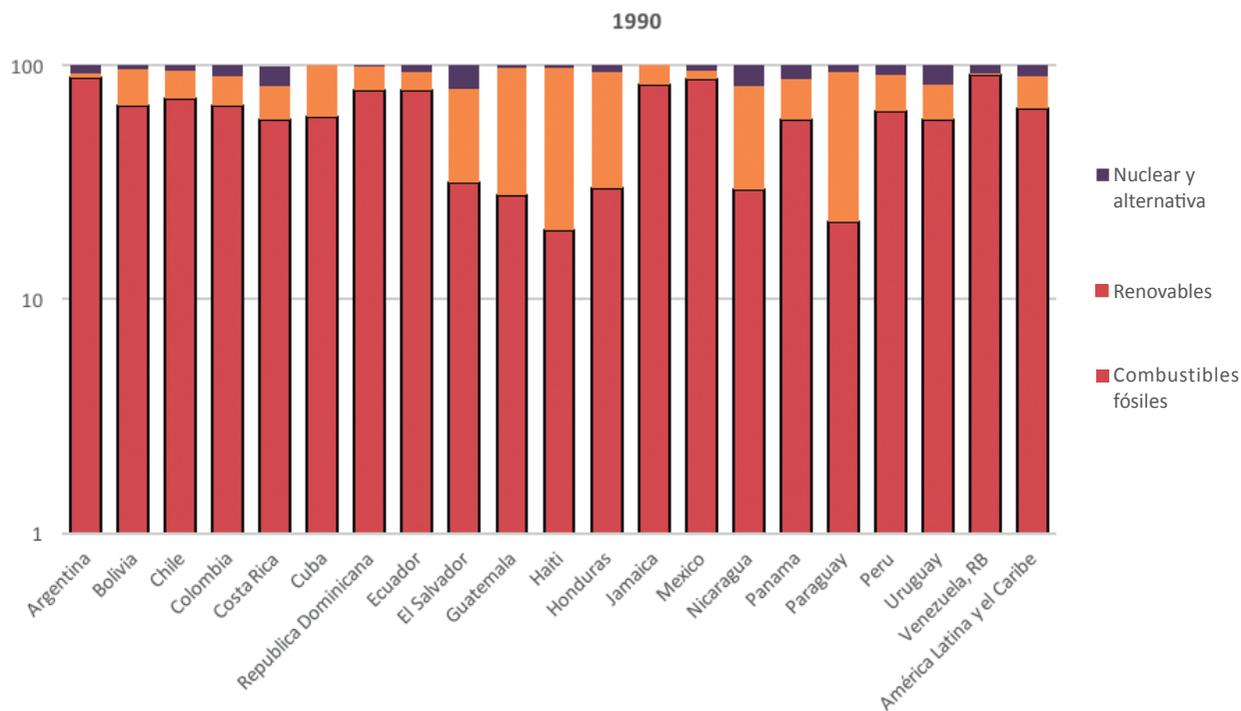
**Tabla 1.** Evidencia empírica internacional de la curva ambiental de Kuznets para CO<sub>2</sub>.

Autor	Periodo/países	Método	Conclusión curva ambiental de Kuznets (CAK)
Holtz-Eakin y Selden (1995)	1951-1986 (108 países)	Datos panel, efectos fijos	Los resultados comprueban la existencia de la CAK en forma de U invertida. El punto de inflexión para el ingreso per cápita es de 35 428 dólares.
Cole, Rayner y Bates (1997)	1960-1992 (7 regiones del mundo)	Datos panel, efectos fijos	Los resultados sugieren que existe CAK solo para los contaminantes locales, mientras que los contaminantes globales, como las emisiones de CO <sub>2</sub> , o bien aumentan monótonamente con el ingreso o tienen puntos de inflexión altos y con grandes errores estándar.
Moomaw y Unruh (1997)	1950-1992 (16 países desarrollados)	Modelo de transición estructural, efectos fijos	Los resultados comprueban la existencia de la CAK en forma de N. Las emisiones de CO <sub>2</sub> disminuyen cuando el ingreso alcanza un primer punto de inflexión de 12 813 dólares. Sin embargo, las emisiones suben nuevamente una vez que se pasa a un segundo punto de inflexión en el ingreso (18 333 dólares), lo que implicaría un nivel de ingreso muy estrecho para la disminución de CO <sub>2</sub> .
Agras y Chapman (1999)	1971-1989 (34 países)	Autorregresivo, rezagos distribuidos con efectos fijos	No se encontró evidencia significativa de la existencia de una CAK. Se concluye además que la política basada en el supuesto de “esperar y crecer” no es adecuada. Se deben adoptar políticas (basadas en incentivos económicos y en la innovación tecnológica) ahora para empezar a reducir los niveles de contaminación y las emisiones de CO <sub>2</sub> .
Dijkgraaf y Vollebergh (2001)	1960-1997 (24 países Ocde)	Datos panel, efectos fijos y regresiones	Los resultados cuestionan la existencia de una CAK global para las emisiones de CO <sub>2</sub> . La evidencia preliminar sugiere que 11 de los 24 países de la Ocde, incluidos países como EE. UU. y Alemania, todavía confirman la hipótesis de la CAK. Sin embargo, debido a que varios países no reflejan este patrón, es bastante improbable que la relación global de ingresos-emisión sea del tipo U invertida.
Martínez y Bengochea (2003)	1975-1998 (19 países de América Latina)	Estimador Pooled Mean Group (PMG)	No existe un patrón claro relacionado con la senda de las emisiones de CO <sub>2</sub> . Los 19 países estudiados no presentan un único comportamiento. Se observa gran heterogeneidad entre las emisiones y los ingresos. Los resultados indican que existe un grave riesgo de que el problema ambiental del cambio climático no sea interiorizado de forma automática si los países se hacen más ricos.
Martínez y Bengochea (2004)	1975-1998 (22 países Ocde)	Estimador Pooled Mean Group (PMG)	Los resultados señalan la existencia de una CAK con forma de N para la mayoría de los países analizados. Se resalta la gran heterogeneidad entre los países.
Poudel et al. (2009)	1980-2000 (15 países de América Latina)	Panel semiparamétrico	Los resultados comprueban la existencia de la CAK con forma de N para la región. Sin embargo, la forma de la curva es sensible a la eliminación de algunos grupos de países.

Fuente: elaborado por los autores con base en los informes de la Unidad de Cambio Climático de la DDSAH de la Cepal.

La fig. 2 muestra que en el periodo comprendido entre 1990 y 2015 ha existido una alta y creciente participación de los combustibles fósiles como fuente de energía en toda la región. Se destacan los casos de Argentina y Venezuela como países con alta dependencia de esta fuente, así como los aumentos en la participación de los combustibles fósiles

en subregiones con economías más pequeñas, como América Central y el Caribe. En el otro extremo, Paraguay obtiene un gran porcentaje de su energía por medio de combustibles renovables, fuentes alternativas (hidroeléctrica, solar, geotérmica, entre otras) y nucleares.



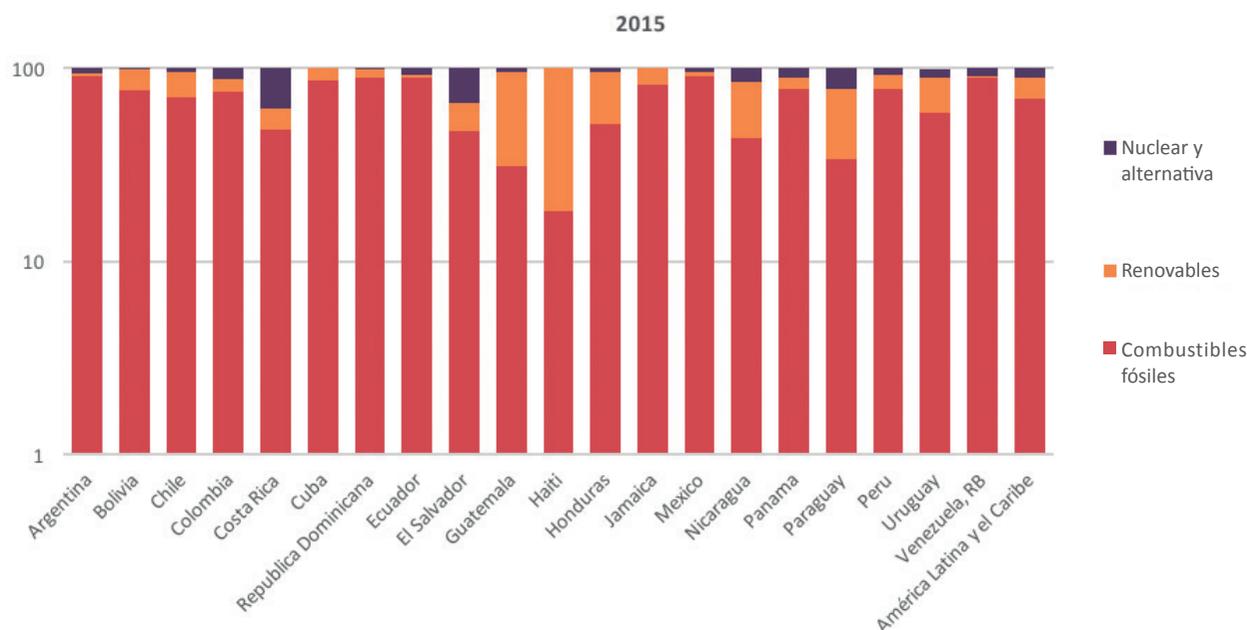


Figura 2. Demanda de energía por fuente en América Latina y el Caribe.

Para atender al desafío del cambio climático es necesario entender que la construcción de políticas públicas adecuadas permite la reducción de las emisiones de GEI, en particular aquellas que provienen del sector energético, sin afectar negativamente el crecimiento económico. Como mencionan Sheinbaum-Pardo y Ruiz (2012) en su estudio descriptivo de la situación energética en la región, a pesar de que los países con mayor desarrollo económico están implementando medidas de eficiencia energética y diversificación de las fuentes de energías incentivando las renovables, se espera que el crecimiento económico de los países menos desarrollados genere un mayor consumo de energía y se produzcan mayores emisiones de CO<sub>2</sub> en la región, pues estos últimos Estados no están adoptando medidas similares a las de sus hermanos más poderosos.

En relación con las políticas energéticas en economías extractivistas, los antecedentes dicen que están determinadas por dos intereses: uno político, que se ocupa de los problemas que pueden surgir por dependencias o poderes desequilibrados, y otro macroeconómico, relacionado con el comercio y los beneficios fiscales, pero también con los costos y las inversiones del Estado.

Aunque en los años noventa los gobiernos latinoamericanos hicieron esfuerzos por plantear políticas públicas que garantizaran la transformación energética, la historia demuestra que tales políticas no fueron las más acertadas. Estos fracasos se pueden atribuir al mal diseño de aquellas pues no se contempló el uso eficiente de energía.

Además, salvo México y Brasil, que ya habían empezado a considerar la eficiencia energética en los años ochenta, los

países restantes solo la tuvieron en cuenta a partir de 2000 (Altomonte, 2008). Asimismo, aparte del uso eficiente, las políticas energéticas deberían obtener un alto grado de competitividad por la adquisición de energía más económica y apoyar el proceso de desarrollo sostenible (Cepal, 2010). Es por esto que se debe asegurar que, a pesar de una distribución desigual de las fuentes energéticas en América Latina, haya constancia y seguridad en cuanto a la disponibilidad de energía, un factor sumamente importante para la competitividad y el desarrollo persistente.

En este contexto, durante los últimos treinta años los países latinoamericanos aplicaron una política energética que tuvo como objetivo la integración de las redes para una mayor flexibilidad y eficiencia de la circulación de energía (Ruiz, 2015). Se dice que la estrategia de integración de redes es “un paso histórico hacia la integración regional” (BID, 2006) que, como consecuencia, se considera una herramienta para lograr estabilidad y eficiencia energética en la región.

Además, en los años sesenta y setenta los países de la región empezaron un proceso de integración con la creación de instituciones transnacionales como la Olade (Organización Latinoamericana de Energía), la Arpel (Asociación Regional de Empresas de Petróleo y Gas Natural en América Latina y el Caribe) y la Cier (Comisión de Integración Eléctrica Regional). Además, países pertenecientes al Mercosur en ese tiempo llevaron a cabo “proyectos hidroeléctricos binacionales” (Ruiz, 2015). En 1980 el Programa de Cooperación Energética para Países de Centroamérica y el Caribe, que funcionaba desde 1973 y se ocupaba de asuntos de distribución petrolera, contaba con México y Venezuela como sus principales suministradores.

Tabla 2. Instrumentos de política ambiental relacionados con el mercado energético.

País	Instrumento o mecanismo	Referencia	Implementado/ propuesta	Mitigación en Mt CO <sub>2</sub> (periodo)	Costo promedio por t CO <sub>2</sub> reducida (costo negativo indica beneficio). Se indica pago por kW/h en esquemas <i>feed-in tariff</i> (USD)
Argentina	Mandato etanol y biodiesel	GRFA, 2017	Implementado	N/A	N/A
Argentina	<i>Feed-in tariffs</i>	Jacob, 2013	Implementado	N/A	Adicional de 0,004 (renovables) y 0,242 (PV)
Brasil	<i>Flex-fuel</i> y mandato de etanol	Ribeiro y De Abreu, 2008	Implementado	500 y 1200 (2030)	N/A
Brasil	Mandato biodiesel	GRFA, 2017	Implementado	N/A	N/A
Brasil	Programa Nacional de Biodiesel	Ribeiro y De Abreu, 2008	Implementado	1,98 (2005-2007)	N/A
Brasil	Reciclaje en industria	Borba et al., 2013	Propuesto	74,8 (2010-2030)	-118
Brasil	Mayor uso de energía solar en industria	Borba et al., 2013	Propuesto	25,8 (2010-2030)	-147
Brasil	Sustitución de combustibles en industria por gas natural y biomasa	Borba et al., 2013	Propuesto	113 (2010-2030)	67,2 a -61,4
Brasil	Eliminación de biomasa no-renovable en industria	Borba et al., 2013	Propuesto	567 (2010-2030)	-11
Brasil	Cogeneración de calefacción en la quema de biomasa residual en industria	Borba et al., 2013	Propuesto	93,8 (2010-2030)	49
Brasil	Medidas de eficiencia y recuperación de energía en el sector petrolero	Borba et al., 2013	Propuesto	204 (2010-2030)	-120 a 825
Brasil	Programa Nacional de Eficiencia de los Vehículos	Borba et al., 2013	Propuesto	20,2 (2010-2030)	-120
Brasil	Medidas de eficiencia en industria	Borba et al., 2013	Propuesto	597 (2010-2030)	402 a -96
Brasil	Vehículos híbridos eléctricos	Borba et al., 2013	Propuesto	19,4 (2010-2030)	360
Brasil	Sistemas inteligentes de transporte	Borba et al., 2013	Propuesto	51,6 (2010-2030)	0
Brasil	Optimización de sistemas de autobuses	Borba et al., 2013	Propuesto	47 (2010-2030)	35
Brasil	Mejoras en infraestructura vial	Borba et al., 2013	Propuesto	7,5 (2010-2030)	66
Brasil	Programa de inspección y mantenimiento de automóviles	Ribeiro y De Abreu, 2008	Implementado en Rio de Janeiro	0,21-0,36 (2002)	N/A
Brasil	Estándares de eficiencia de aparatos electrodomésticos	Lehman y Geller, 2014	Propuesto	N/A	N/A
Brasil	Normas de energía en nuevas edificaciones	Lehman y Geller, 2014	Propuesto	N/A	N/A
Brasil	Sistema de subastas con el criterio del precio más bajo para expandir la oferta de energía	Pereira et al., 2012	Propuesto	N/A	N/A
Brasil	<i>Feed-in tariffs</i>	Jacob, 2013	Implementado	N/A	N/A
México	Programa Especial de Cambio Climático	Valenzuela, 2012	Implementado y proyectado	129 Mt CO <sub>2</sub> en electricidad, 30 en petróleo y gas, 12 por eficiencia residencial, 13 por eficiencia no residencial, 51 por cogeneración y 132 en transporte (2030)	N/A
México	Mandato etanol	GRFA, 2017	Implementado en Guadalajara y proyectado para D. F. y Monterrey	N/A	N/A
México	Financiamiento mediante mecanismos de desarrollo limpio para eficiencia energética en industria y expansión de energía geotérmica	Campbell, 2011	Propuesto	3-8,5 (2005-2025- 2030)	400 a 800

Fuente: elaborado por los autores de acuerdo a las referencias indicadas en la tabla.

Una de las tendencias más destacables es el incremento de la exportación de energía por los países productores, que aprovechan que sus precios en el mercado a nivel mundial han subido. Conforme a esto, los países van adaptando sus políticas energéticas para sacar los mayores beneficios de la exportación. Sin embargo, un problema en este contexto es la adecuación de esas políticas a la atracción de inversiones extranjeras directas (IED), importante para extender el propio sector energético (Del Carmen e Iranzo, 2008).

Estas nuevas formas de energía se disponen para el consumo interno como sustitutas de la energía derivada de hidrocarburos, lo que permite exportar más petróleo y así aumentar los ingresos. Además, Argentina está planificando una extensión de sus reactores y ha ampliado el plazo de funcionamiento de uno de los que tiene en uso. Brasil quiere construir cinco reactores adicionales en los próximos diez años y México está remodelando los suyos para que sean más productivos y seguros. En 2010 la CFE (Comisión Federal de Electricidad) de México publicó diferentes estrategias para producir energía más limpia, una de las cuales es la adición de diez plantas nucleares (Wheeler, 2010).

Asimismo, hay dificultades por las tendencias recientes de renacionalización de empresas petroleras y de gas internacionales y privatizadas en los noventa, o por la renegociación de sus respectivos contratos. Estos acontecimientos se pueden explicar por el giro político hacia la izquierda extrema en varios países latinos, que además causa una caída de las IED y relaciones conflictivas de países como Venezuela, Ecuador o Bolivia con las empresas extranjeras (Business Monitor International, 2010). Así, en muchos países latinoamericanos ahora se está priorizando al Estado como regulador energético tanto para las diferentes actividades en este sector como para la inversión pública y privada.

En ese contexto, Argentina y Bolivia revisaron las privatizaciones del pasado, y en 2001 se creó la iniciativa Petroamérica, previendo un sector energético privado pero con intervención estatal (Ruiz, 2015). Además, en 2007 se llevó a cabo la Primera Cumbre Energética Presidencial Sudamericana, en Venezuela, con la participación de jefes de Estado de doce países. Para la “integración energética regional” Venezuela propuso, en ese marco, el llamado Gran Gasoducto del Sur, que debía ir de Venezuela a Argentina pasando por Brasil.

Aunque sigue la tendencia de elevar las políticas energéticas nacionales a un nivel transnacional, como se vio en la V Cumbre de las Américas en 2009 (Ruiz, 2015), los intereses divergentes entre Brasil y Venezuela (Isbell y Steinberg, 2008) marcan las políticas actuales de América Latina. Esos países son dos de los más importantes productores petroleros de la región, tienen un alto poder político y pueden influir sobre la política energética de otros países latinos. Además, tienen grandes discrepancias en cuanto a sus estrategias planificadas. Venezuela rechaza las políticas liberales y vota por una fuerte nacionalización del sector energético. Adicionalmente, por

medio de la integración regional en América Latina intenta distanciarse de EE. UU. (Ruiz, 2015). Brasil, en cambio, persigue una estrategia de buenas relaciones con el mundo, en concordancia con el proceso de la globalización, y se muestra mucho más abierto. Sus políticas apuntan a extender su producción de energía y a mantener al mismo tiempo la interdependencia y la conexión con el mundo.

En cuanto a la actitud política para fomentar las energías renovables también se han visto algunos avances en América Latina. Se introdujeron diferentes leyes y se evidenció una fuerte subida de los precios del petróleo. Sin embargo, pocas de las leyes, como las de Brasil y Nicaragua, aseguran subsidios directos de tipo económico. En la mayoría de los países se apoya a las energías renovables con privilegios fiscales indirectos. Además, aunque se evidencien cambios políticos, estos no muestran grandes éxitos en cuanto al uso de fuentes de energía renovables (Altomonte, 2008). Sin tener en cuenta a “las grandes centrales hidroeléctricas y la producción de biocarburantes no sostenibles, que forman gran parte de los recursos renovables aplicados en América Latina, y solamente tienen una participación escasa de los recursos renovables en la matriz energética” (Meisen y Krumpel, 2009). Hay, pues, muchas trabas para proyectos de energías renovables de mayor tamaño. Sobre todo, las políticas no son formuladas para el largo plazo, hay barreras legales y faltan voluntad política, conocimiento y sofisticación de las técnicas (Urdaneta, 2008).

Otro aspecto que hasta ahora no se ha tratado a fondo en las políticas energéticas de América Latina es la electrificación porque, según la Organización de los Estados Americanos (OEA, 2009), un 10 % de los latinoamericanos —es decir, aproximadamente unos 50 millones— no tienen acceso a electricidad. Este porcentaje es muy desigual entre los países en las zonas aisladas: varía entre el 20 % y el 90 % y podría ser compensado con el uso de energías renovables.

## CONCLUSIONES |

La investigación muestra que al relacionar el crecimiento económico y las emisiones de CO<sub>2</sub> no solo se establecen bases para modificar e implementar las políticas públicas, sino que además se constituyen bases estadísticas para la proposición de proyectos y la toma de decisiones sobre eficiencia energética en la gestión ambiental en los sectores público y privado.

El rápido crecimiento económico reciente de América Latina, basado parcialmente en el auge exportador de recursos naturales renovables y no renovables, enfrenta varios riesgos. Estos son de diversa índole y no existe certeza de que acontezcan, pero sugieren debilidades importantes del patrón de desarrollo actual. Incluso, algunos de estos riesgos y debilidades pueden estar erosionando las propias bases de sustentación del modelo vigente. Por tanto, es necesario construir una estrategia que permita administrar mejor los riesgos actuales. Tal estrategia debe tener en cuenta

la trayectoria del PIB per cápita en América Latina durante los últimos sesenta años, que se puede descomponer en un componente cíclico en torno a un componente tendencial que varía por distintos periodos y que recibe diversos choques macroeconómicos. En este sentido, es altamente probable que no se mantenga el auge del crecimiento económico reciente y que, por el contrario, muestre diversas fases, incluidos diversos choques macroeconómicos.

Un elevado ritmo de crecimiento económico en el largo plazo en América Latina requiere disponer de una matriz energética diversificada, eficiente, con costos competitivos y en la cual las energías renovables tengan un papel relevante. La demanda de energía muestra una fuerte sensibilidad de respuesta al ingreso, aunque con diferencias por países. De este modo, la construcción de esa matriz energética es un reto y un riesgo importante para la región y se convertirá en forma creciente en una ventaja competitiva estratégica o, de no hacerse o hacerse mal, en una restricción estructural, en particular en algunas regiones o sectores específicos.

Es importante tener en cuenta que el seguimiento de la efectividad de las políticas públicas a través de la medición de la gestión pública requiere la incorporación de principios de desarrollo sostenible para comprender la relación estrecha entre degradación ambiental, crecimiento económico y pobreza. Una vez comprendido esto, los logros en la reducción de la pobreza relacionada con otros aspectos del desarrollo humano dependen principalmente de los respectivos logros alcanzados en aspectos ambientales.

Existen inmensos desafíos en cuanto a la implementación efectiva de las nuevas disposiciones legales y la integración en las políticas y programas de los principios de la sostenibilidad ambiental. Su superación debe basarse en un modelo de desarrollo que incluya los costos externos de la degradación ambiental y los beneficios externos de las actividades que no perjudican los ecosistemas.

De acuerdo con las investigaciones realizadas, se observa claramente la falta de regulación efectiva de la política pública y su evaluación, lo que explica el aumento sostenido, desde 1990, del volumen total de emisiones de CO<sub>2</sub> en América Latina a pesar de los esfuerzos enfocados en la planeación y ejecución de programas, proyectos y megaproyectos que permitieran un descenso en tales emisiones. En particular, la relación entre las emisiones de CO<sub>2</sub> y el PIB muestra un crecimiento entre 1990 y 2016, comportamiento que muy probablemente continúe, ya que el desacoplamiento energético y la pérdida de las economías derivadas de procesos minero-industriales son aún insuficientes para compensar el dinamismo de la demanda de energía y el incremento en la producción de energías alternativas.

## AGRADECIMIENTOS |

A nuestras familias por su tiempo, paciencia y comprensión. A todos los lectores, docentes, estudiantes, empresarios y, en general, aquellos que toman decisiones basadas en evidencias objetivas, en concordancia con el mundo en que

vivimos, caracterizado por el constante aprendizaje. Al Grupo de Investigación en Estudios Ambientales de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas GEA.UD.

## REFERENCIAS |

- Agrad J. y Chapman D. 1999. A dynamic approach to the environmental Kuznets curve hypothesis. *Ecological Economics*, 28:267-277
- Altomonte H. 2008. América Latina y el Caribe frente a la coyuntura energética internacional: Oportunidades. Naciones Unidas, Santiago de Chile.
- BID (Banco Interamericano de Desarrollo). 2004. Los objetivos de desarrollo del milenio en América Latina y el Caribe: retos, acciones y compromisos. BID, Washington, D. C.
- BID (Banco Interamericano de Desarrollo). 2006. Comienza en Panamá construcción de línea de transmisión eléctrica centroamericana Siépac. <https://goo.gl/HR7EPwo>, consulta septiembre de 2018.
- Blanchard OJ y Fischer S. 1989. *Lectures on macroeconomics*. Cambridge, MA: The MIT Press.
- Borba AW, Souza LF, Mizusaki AM, Almeida DP y Stumpf P. 2013. Inventário e avaliação quantitativa de geossítios: exemplo de aplicação ao patrimônio geológico do município de Caçapava do Sul (RS, Brasil). *Pesquisas em Geociências*, 40(3):275-294.
- Business Monitor International. 2010. Regional energy market overview. En *Venezuela Oil and Gas Report Q4*. Business Monitor International, Londres.
- Campbell HG. 2011. Efficient energy utilization and environmental issues applied to power planning. *Energy Policy*, 39(6):3630-3637.
- Cavendish W y Anderson D. 1994. Efficiency and substitution in pollution abatement. *Oxford Economic Papers*, 46(Supp. 1):774-799.
- Cepal (Comisión Económica para América Latina y el Caribe). 2010. Estadísticas ambientales (pp. 181-214). En: *Anuario estadístico de América Latina y el Caribe*. Naciones Unidas, Santiago de Chile.
- Cepal (Comisión Económica para América Latina y el Caribe). 2015. Objetivo 7. Garantizar la sostenibilidad del medio ambiente (pp. 75-68). En: *América Latina y el Caribe: una mirada al futuro desde los Objetivos de Desarrollo del Milenio*. Naciones Unidas, Santiago de Chile.
- Cole MA, Rayner AJ y Bates JM. 1997. The environmental Kuznets curve: an empirical analysis. *Environment and Development Economics* 2(4):401-416.
- De Bruyn SM, Van den Bergh JCM y Opschoor JB. 1998. Economic growth and emissions: Reconsidering the empirical basis of environmental Kuznets curves. *Ecological Economics*, 25(2):161-175.
- Del Carmen M e Iranzo S. 2008. Análisis de la situación energética en América Latina desde Europa. *Energía e Hidrocarburos*. 6:11-8.
- Dijkgraaf E y Vollebergh HLJ. 2001. A note on testing for environmental Kuznets curves with panel data. *Fondazione Eni Enrico Mattei*, Milán. <https://goo.gl/etyZ5y>, consulta septiembre de 2018.
- Dijkgraaf E y Vollebergh HLJ. 2005. A test for parameter homogeneity in CO<sub>2</sub> panel EKC estimations. *Environmental and Resource Economics*, 32(2):229-239.
- Dinda S. 2004. Environmental Kuznets curve hypothesis: A survey. *Ecological Economics*, 49(4):431-455.
- Filgueira F. 2007. Cohesión, riesgo y arquitectura de protección social en América Latina. Cepal, Santiago de Chile.
- Galán-Martín A, Pozo C, Azapagic A, Grossmann IE, Mac Dowell N y Guillén-Gosálbez G. 2017. Time for global action: An optimised cooperative approach towards effective climate change mitigation. *Energy & Environmental Science*, 11(3):572-581.
- GRFA (Global Renewable Fuels Alliance). 2017. Comments of the Renewable Fuels Association on Renewables Enhancement and Growth Support Rule. GRFA, Toronto.
- Grossman GM y Krueger AB. 1991. Environmental impacts of a North American Free Trade Agreement. National Bureau of Economic Research, Working Paper 3914, Cambridge, MA.
- Hepburn C y Stern N. 2008. A new global deal on climate change. *Oxford Review of Economic Policy*, 24(2):259-279.
- Holtz-Eakin D y Selden TM. 1995. Stoking the fires? CO<sub>2</sub> emissions and economic growth. *Journal of Public Economics*, 57:85-101.
- Isbell P y Steinberg F. 2008. El nuevo escenario energético en América Latina. *ICE Economía de la Energía*, 84:2: 111-123
- Jacob AE. 2013. Strategies for ICT application in sustainable forest management in Brazil. *Nigerian Journal of Agriculture, Food and Environment*, 9(1):56-62.
- Lehman PK y Geller ES. 2014. Behavior analysis and environmental protection: Accomplishments and potential for more. *Behavior and Social Issues*, 13(1):13-32.

- Lezcano FY, Díaz E y Bayas VH. 2017. Protección jurídica efectiva de los derechos del medio ambiente en algunos países de América Latina y Europa. *Avances*, 19(2):146-157.
- Lind MJ y Mehlum H. 2010. With or without U? The appropriate test for a U-shaped relationship. *Oxford Bulletin of Economics and Statistics*, 72(1):109-118.
- Martínez I y Bengochea A. 2003. Testing for an environmental Kuznets curve in Latin-American countries. *Revista de Análisis Económico*, 18(1). <https://ssrn.com/abstract=1255263>, consultado septiembre de 2018
- Meisen P y Krumpel S. 2009. El potencial de América Latina con referencia a la energía renovable. Global Energy Network Institute, San Diego.
- Moomaw MR y Unruh GC. 1997. Are environmental Kuznets curves misleading us? The case of CO<sub>2</sub> emissions. *Environmental and Development Economics*, 2(4):451-463.
- OEA (Organización de los Estados Americanos). 2009. Seguridad energética para el desarrollo sostenible en las Américas. OEA, Washington, D. C.
- Oviedo E. 2009. Operacionalización de metas y objetivos de una política y su seguimiento. En: V Curso Internacional de Capacitación en Prevención Comunitaria del Delito. <https://goo.gl/9pdKvX>, consultado septiembre de 2018.
- Panayotou T. 1993. Empirical tests and policy analysis of environmental degradation at different stages of economic development. ILO Working Papers, Ginebra.
- Peláez MJ y Gutiérrez ND. 2016. Los tributos y su aporte al presupuesto general del Estado, un análisis comparativo en la República del Ecuador: periodos 2013-2014-2015. <https://goo.gl/BycNCZ>, consulta septiembre de 2018.
- Pereira LF, Bassi AP, Avansini SH, Neto AG, Brasileiro BT, Ceccato-Antonini SR y De Morais MA Jr. 2012. The physiological characteristics of the yeast *Dekkera bruxellensis* in fully fermentative conditions with cell recycling and in mixed cultures with *Saccharomyces cerevisiae*. *Antonie Van Leeuwenhoek*, 101(3):529-539.
- Poudel BN, Paudel KP y Bhattarai K. 2009. Searching for an environmental Kuznets curve in carbon dioxide pollutant in Latin American countries. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 41(1):13-27.
- Ramírez A. 2008. Políticas públicas en época de cambio. En: Curso de Formación General, Estado y Política en el Siglo XXI (semestre otoño). Universidad de Chile, Vicerrectoría Académica, Santiago de Chile.
- Ribeiro S y De Abreu A. 2008. Brazilian transport initiative with GHG reductions as a cost-benefit. *Climate Policy*, 8 (2):220-240.
- Ruiz A. 2015. La cooperación e integración energética en América Latina y el Caribe. *Puente@Europa*, 8(1):62-67.
- Selden TM. 1994. Environmental quality and development: Is there a Kuznets curve for air pollution? *Journal of Environmental Economics and Environmental Management*, 27:147-162.
- Shapiro IA. 2017. Measuring the sensitivity of parameter estimates to estimation moments. *The Quarterly Journal of Economics*, 132(4):1553-1592.
- Sheinbaum-Pardo C y Ruiz BJ. 2012. Energy context in Latin America. *Energy*, 40(1):39-46.
- Suri VA. 1998. Economic growth, trade and the energy: Implications for the environmental Kuznets curve. *Ecological Economics*, 25:195-208.
- Torras MA. 1998. Income, inequality, and pollution: A reassessment of the environmental Kuznets curve. *Ecological Economics*, 25: 147-160.
- Unruh WM. 1998. An alternative analysis of apparent EKC-type transitions. *Ecological Economics*, 25:221-229.
- Unruh WM y Moomaw WR. 1998. An alternative analysis of apparent EKC-type transitions. *Ecological Economics*, 25(2):221-229.
- Urdaneta J. 2008. A mighty wind. *Latin Finance*, 201:31-32.
- Valenzuela JM. 2012. Framing energy efficiency and renewable energy policies: An international comparison between Mexico and China. *Energy Policy*, 51:128-37.
- Vincent J. 1997. Testing for environmental Kuznets curves within a developing country. *Environment and Development Economics*, 2:417-431.
- Vuolo RL. 2014. Cambio climático, políticas ambientales y regímenes de protección social: visiones para América Latina. Naciones Unidas, Santiago de Chile.
- Wheeler B. 2010. Market focus: Canada and Latin America. An in-depth look at the nuclear power generation market. *Power Engineering*, 114(11):10-14.
- WRI (World Resources Institute). 2015. La inversión extranjera directa en América Latina y el Caribe. WRI, Nueva York.

## **LOS ODONATOS DEL BOSQUE SECO TROPICAL DE COLOMBIA. UNA REVISIÓN**

### **ODONATES FROM COLOMBIAN DRY TROPICAL FOREST. A REVIEW.**

**J. CUÉLLAR-CARDOZO<sup>1\*</sup>, M. A. JARAMILLO<sup>1</sup> y M. CASTRO-REBOLLEDO<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Grupo Diversitas, Facultad de Ciencias Básicas y Aplicadas, Universidad Militar Nueva Granada, km 2 vía Cajicá-Zipacquirá.

<sup>2</sup> Grupo Bioprospección y Conservación Biológica, Programa de Biología, Departamento de Ciencias Básicas, Universidad de la Salle, carrera 2 N.º 10-70, Bogotá.

\*Autor corresponsal. E-mail: [josecuellar1094@gmail.com](mailto:josecuellar1094@gmail.com)

#### **Historia del artículo**

Recibido: Noviembre 11, 2017

Evaluado: Febrero 1, 2018

Aceptado: Febrero 2, 2018

Disponible: Febrero 14, 2018

#### **Resumen |**

Los odonatos son insectos carnívoros que tienen un ciclo de vida estrechamente asociado a fuentes de agua. Por ser consumidores secundarios, pueden utilizarse para medir el balance energético y el estado de perturbación de los ecosistemas amenazados como el bosque seco tropical. En Colombia estos ambientes se restringen al Caribe y los valles interandinos, en remanentes que representan el 8 % de su cobertura original. En esta revisión bibliográfica se resalta la relación entre odonatos y estos ambientes, y se proporcionan bases para posteriores estudios ecológicos. Se compiló el listado de especies de odonatos, su estado de conservación y su grado de relación con el bosque seco colombiano por medio de la búsqueda en bases de datos y bibliografía científica. Se concluye que, de algún modo, 224 especies, correspondientes a 64 % del total de odonatos reportados en el país, está relacionadas con estas áreas. De esas especies, ocho presentan algún grado de amenaza y 148 no han sido correctamente evaluadas, por lo cual existen vacíos en los conocimientos de ecología de muchas de estas. Debido a la gran diversidad de libélulas en estos ambientes y a la presencia de especies con cierto grado de amenaza, debemos considerar a los remanentes de bosque seco como sitios cruciales para la conservación y el estudio de los odonatos en Colombia.

**Palabras clave:** conservación, ecología, listado.

#### **Abstract |**

Odonates are carnivorous insects whose life cycle is closely associated with water sources. For being secondary consumers, these organisms can be used to measure energy balance and disturbance status of endangered ecosystems such as the tropical dry forest. In Colombia, these environments are restricted to the Caribbean and the inter-Andean valleys and only 8 % of their original coverage remains. This literature review highlights the relation between odonates and these environments and provides a basis for further ecological studies. We compiled the list of species of Odonata, their state of conservation and relationship with the Colombian dry forest by searching databases and scientific literature. It is concluded that, somehow, 224 species, representing 64 % of the total number of Odonata reported in the country, are related to these areas. Out of these species, eight have some degree of endangerment and 148 have not been correctly assessed, so there are gaps in the ecological knowledge of many species. Due to the great diversity of dragonflies in these environments and the presence of endangered, we must consider the remaining dry forest as a crucial site for the conservation and study of Odonata in Colombia.

**Keywords:** conservation; ecology; list.

## INTRODUCCIÓN |

Los odonatos, libélulas y caballitos del diablo son coloridos insectos que aparecieron a finales del Carbonífero. Los adultos se caracterizan por presentar mandíbulas desarrolladas, grandes ojos compuestos, dos pares de alas similares y un abdomen alargado. Los juveniles, náyades, se reconocen por su labio hipertrofiado (Corbet, 2004; Grimaldi y Engel, 2005). El orden Odonata está conformado por tres subórdenes, 24 familias, 600 géneros y un estimado de 6500 especies repartidas por todo el globo, excepto la Antártida (Lorenzo-Carballa y Cordero-Rivera, 2014). La región Indomalaya y el Neotrópico son los lugares con mayor diversidad de odonatos, a consecuencia de la gran cantidad de ambientes acuáticos que han permitido endemismos y especiación (Kalkman *et al.*, 2008). Estos procesos han dado lugar a especies dependientes de características ambientales como la cobertura vegetal, lo que provoca una fuerte interrelación de los odonatos con el ambiente. Esto permite que los odonatos sean utilizados como herramientas para entender el grado de conservación de los ecosistemas (Oertli *et al.*, 2005; Kutcher y Bried, 2014; Oliveira-Junior *et al.*, 2015).

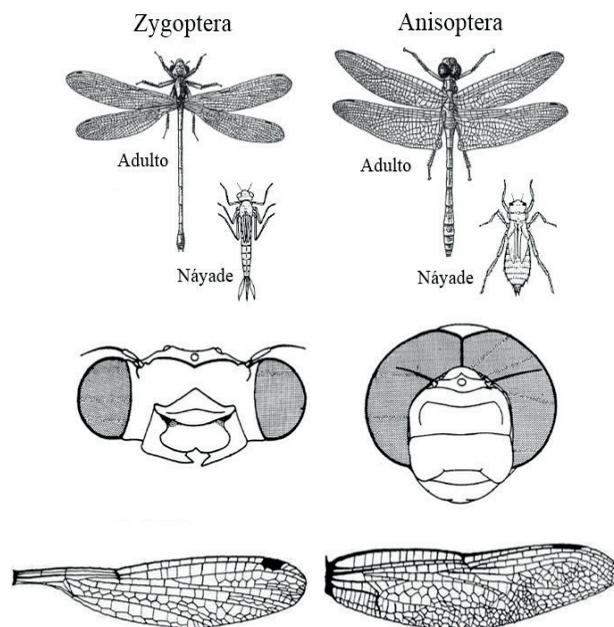
El bosque seco tropical (BST) se caracteriza por su marcada estacionalidad y sus suelos fértiles. Esta última característica lleva a que sea explotado por los seres humanos para usos agropecuarios, lo que causa su reducción y desertificación. Con la disminución del BST se han perdido también sus cuencas hidrológicas y biodiversidad asociada (IAvH, 1998; Allan, 2004; Pizano y García, 2014). De estas últimas poco sabemos, y por eso debemos determinar las condiciones actuales para identificar prioridades en la conservación.

Los odonatos son excelentes indicadores de la calidad de fuentes hidrográficas y bosques, de modo que sirven como herramientas para medir el grado de conservación del ambiente (Paulson, 2006). La mayoría de las investigaciones y publicaciones en Colombia se han enfocado en realizar inventarios de especies y taxonomía, sin profundizar en ecología (Palacino-Rodríguez, 2016). Por lo anterior, no ha sido posible el uso de los odonatos como medidores del grado de conservación de los ecosistemas. Nuestro objetivo es destacar la relación entre bosque seco tropical y los odonatos, y proporcionar bases para posteriores estudios ecológicos.

## CARACTERÍSTICAS DEL ORDEN ODONATA |

Los odonatos son un antiguo grupo de insectos que aparecieron en la tierra hace más de 300 Ma (Grimaldi y Engel, 2005; Kohli *et al.*, 2016). El nombre viene del griego *odontos*, “diente”, ya que se caracterizan por presentar mandíbulas desarrolladas durante todo su ciclo de vida. En su fase adulta presentan dos pares de alas desarrolladas y un abdomen alargado, mientras que en su fase inmadura, la náyade, se distinguen por el labio hiperdesarrollado utilizado para la captura de presas (Fig. 1) (Domínguez & Fernández, 2009).

El orden Odonata se divide en tres subórdenes: Zygoptera, Anisoptera y Anisozygoptera. Los zygopteros, caballitos del diablo, presentan una morfología característica. Los adultos tienen los ojos separados y los dos pares de alas son de forma similar. Las náyades de Zygoptera poseen laminillas caudales utilizadas en la respiración y la locomoción (Garrison y Von Ellenrieder, 2009). El suborden Anisoptera, las libélulas, exhibe ojos cercanos entre sí y las alas anteriores y posteriores difieren en forma. Los anisopteros inmaduros tienen una cámara rectal al final del abdomen donde ocurre el proceso de respiración (Garrison y Von Ellenrieder, 2009). El suborden Anisozygoptera, se distribuye solamente en Japón y su cuerpo es similar al de un anisoptero, con alas de zygoptero (Dijkstra *et al.*, 2013).



**Figura 1.** Diferencias morfológicas entre los subórdenes Zygoptera y Anisoptera, tanto en fase adulta como náyade. Modificado de Garrison *et al.* (2006).

Los odonatos son cosmopolitas que viven cerca a fuentes de agua dulce, aunque hay unas especies que pueden vivir en manglares, y algunas pasan su estadio de náyade en fitotelmata, agua acumulada en plantas (Corbet, 2004; Gómez Anaya, 2008). Se encuentran en todas las regiones del planeta, excepto en la Antártida (Kalkman *et al.*, 2008; Sánchez-Herrera y Ware, 2011), distribuyéndose desde las zonas costeras hasta altitudes de ~3600 m s. n. m. (Kalkman *et al.*, 2008; Realpe, 2009; Machado, 2012). La mayoría de los odonatos tiene una distribución geográfica amplia, aunque hay algunas especies con distribuciones restringidas. En los últimos años los cambios climáticos han promovido cambios en la distribución, limitando a muchas especies a las zonas de endemismo, sobre todo en las áreas ecuatoriales (Samways y Steytler, 1996; Tognelli *et al.*, 2016).

El Neotrópico tiene aproximadamente 1636 especies repartidas en 186 géneros y ocupa el segundo puesto en biodiversidad de odonatos en el mundo, solo superado por el sudeste asiático, la región Indomalaya, que cuenta con 1665 especies en 235 géneros (Kalkman *et al.*, 2008), aunque se estima que el Neotrópico podría albergar más especies (Von Ellenrieder, 2008). En el continente americano Colombia está catalogada como el sexto país en diversidad de odonatos, con aproximadamente 350 especies repartidas en 11 familias, que representan el 6 % de la riqueza mundial de libélulas (Esquivel, 2006; Garrison *et al.*, 2006, 2010; Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011). Aunque se estima que Colombia posee una riqueza semejante a Venezuela, que cuenta con 489 especies (Clausnitzer *et al.*, 2009; Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011; Vivas-Santeliz y De Marmels, 2017). Sin embargo, hace falta más investigación para poder confirmar la idea anterior (Cuevas-Yañez *et al.*, 2017).

La alta concentración de especies en las regiones Neotropical e Indomalaya está asociada con la gran diversidad de ambientes en las regiones tropicales puesto que los odonatos tienen una estrecha relación con el hábitat. Durante la fase de náyade la presencia de plantas acuáticas, las características fisicoquímicas y el sustrato del medio acuático definen la distribución y riqueza de los individuos inmaduros. Esto causa que los grupos de náyades se distribuyan diferencialmente de acuerdo al lecho del cuerpo de agua

—arena, rocas u hojarasca— (Corbet, 2004; Córdoba-Aguilar, 2008). Asimismo, después de la emergencia los nuevos adultos pasan a ser insectos terrestres, de modo que el lugar de asentamiento en el ecosistema depende de la vegetación riparia, la necesidad de alimento, la presión ejercida por los depredadores y la radiación solar (Kinning y Samways, 2000; Córdoba-Aguilar, 2008). Es así que los odonatos adultos se han especializado en diferentes sectores, como el litoral o el dosel de los bosques riparios, y en horas específicas del día, diurnos o crepusculares (Corbet, 2004).

En cuanto al ciclo de vida, los odonatos son insectos hemimetábolos que presentan una fase inmadura acuática y una fase adulta terrestre. Este crecimiento gradual, sin fase de pupa, puede llegar a durar desde unas pocas semanas hasta varios años (Corbet, 2004). Durante todas sus fases de crecimiento los odonatos son consumidores secundarios, lo que los convierte en organismos vitales para el transporte y balance de energía dentro del ecosistema (Stewart y Samways, 1998; Kutcher y Bried, 2014; Oliveira-Junior *et al.*, 2015). Asimismo, debido a que presentan un ciclo de vida en dos ambientes diferentes, acuático y terrestre, los odonatos son útiles para entender la dinámica energética y la interconexión entre los ecosistemas. En algunas especies la relación con su entorno es tal que pueden ser utilizados como bioindicadores ante perturbaciones ecológicas y el cambio climático (Jürgen. 2010; Hassall. 2015).

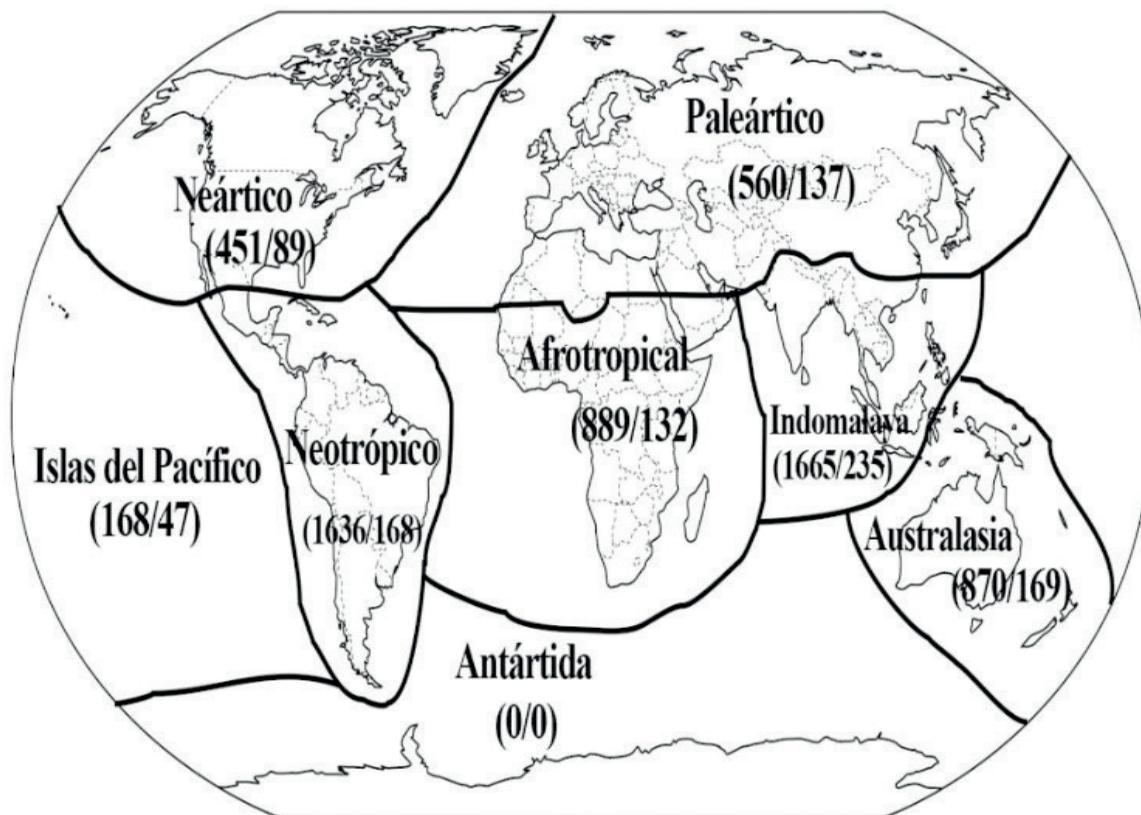


Figura 2. Número de especies/géneros de odonatos presentes en cada ecozona del planeta. Modificado de Kalkman *et al.* (2008).

## ASPECTOS CLAVE DEL BOSQUE SECO TROPICAL COLOMBIANO |

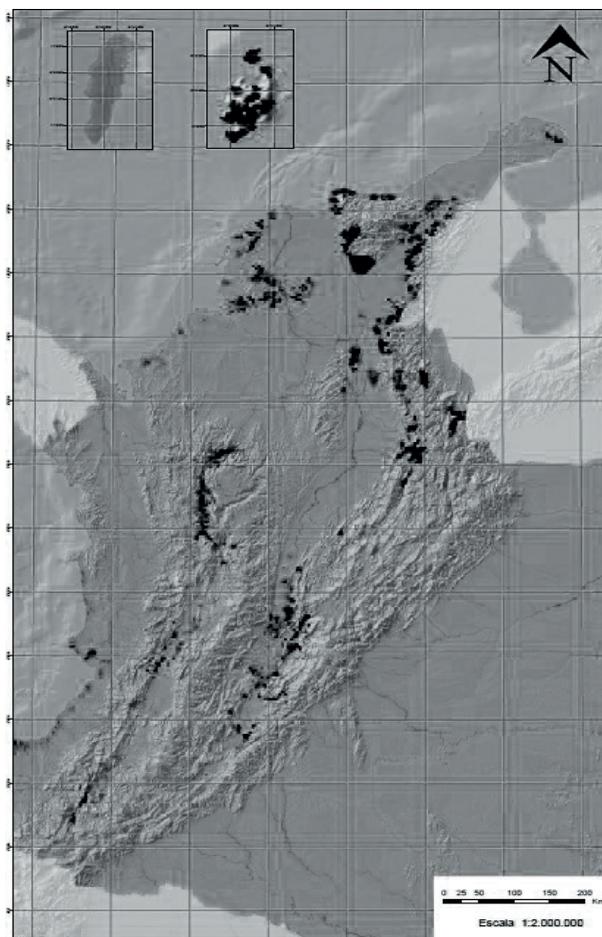
Los BST son ecosistemas caracterizados por su alta estacionalidad climática y suelos fértiles que propician coberturas arbóreas (Murphy y Lugo, 1986; Dryflor, 2016). Estos ambientes se distribuyen en altitudes menores de 1500 m s. n. m., con temperaturas alrededor de 25 °C y una precipitación menor a 2000 mm anuales (Holdridge, 1967; Halffter, 1992). Durante la temporada seca, cuando la precipitación es menor a 100 mm mensuales, muchos árboles pierden sus hojas, disminuyendo la cobertura del dosel y causando un aumento en la incidencia de luz y en la cantidad de materia orgánica en el suelo (Nunes *et al.*, 2012). Estas características climáticas usualmente confluyen en zonas secas, de modo que la mayoría de los BST se distribuyen en zonas de transición entre los bosques húmedos y las sabanas y desiertos (Murphy y Lugo, 1986), como los valles interandinos en Sudamérica, especialmente en Colombia.

Las condiciones climáticas para el BST representan el 42 % del potencial de las áreas boscosas tropicales y subtropicales en el planeta, así que se trata de los bosques de mayor extensión de la zona ecuatorial. En el Neotrópico se encuentran delimitados al norte por la región central de México y al sur por el norte de Argentina, llegando a representar el 22 % del área de Sudamérica y la mitad del territorio centroamericano (Miles *et al.*, 2006). Sin embargo, el crecimiento agropecuario ha causado que en muchos países la cobertura actual represente menos del 10 % de su área potencial, de modo que se consideran como ecosistemas amenazados, principalmente en Sudamérica (Dryflor, 2016). El BST en Colombia se distribuye entre la región Caribe y los valles interandinos. Estas regiones son de alto crecimiento económico e histórico en el país, debido a sus suelos fértiles y a su fácil colonización humana. Esto provoca la reducción y fragmentación de los BST, que actualmente ocupan menos de 85 000 km<sup>2</sup>, correspondiendo aproximadamente al 8 % del territorio nacional (Pizano y García, 2014).

Dentro de la región Caribe y los valles interandinos se han identificado ocho áreas de BST en Colombia: 1) parches en las islas de Providencia y Santa Catalina, 2) planicies costeras desde La Guajira hasta Córdoba, 3) parches en Norte de Santander, 4) el valle del Chicamocha en Santander, 5) regiones del piedemonte llanero en Meta y Arauca, 6) el alto valle del río Sucio en Antioquia, 7) el valle del río Cauca en los departamentos del Cauca y Valle del Cauca y 8) el alto valle del río Magdalena en Huila y Tolima (Fig. 3) (IAvH, 1998; Pizano y García, 2014).

Estos remanentes se encuentran fragmentados debido al crecimiento demográfico del país. Las áreas de BST más reducidas son las planicies a lo largo de la costa Caribe, los parches de Norte de Santander y los altos valles de los ríos Cauca y Magdalena debido a la tala de árboles para dar

lugar a sistemas agropecuarios, lo que altera las cuencas hidrográficas, vitales para el sustento del ecosistema (Reich y Borchert, 1984; Allan, 2004).



**Figura 3.** Mapa de las áreas de bosque seco tropical (oscuro) presentes en Colombia. Modificado de IAvH (1998).

La importancia de los cuerpos de agua en el BST se debe a que son zonas de convergencia de especies durante la temporada seca (Holbrook, *et al.*, 1995; IAvH, 1998; Oertli *et al.*, 2002). Además, organismos como los odonatos y otros macroinvertebrados, necesitan de aquellos para completar su desarrollo (Corbet, 2004; Hanson *et al.*, 2010). La disminución de las cuencas hidrográficas, debido a la demanda de agua para usos humanos, reduce la biodiversidad del BST, cambia permanentemente su cobertura vegetal y causa su desertificación (Borchert, 1994; Fielding *et al.*, 2009). Aunque el BST presenta una alta capacidad de resiliencia, el aumento en la perturbación modifica la vegetación y evita así la recuperación hacia condiciones previas (IAvH, 1998) con uno o dos periodos marcados de (Espinal 1985; Murphy & Lugo 1986, IAvH 1997. Por ello, es importante determinar las condiciones actuales de los remanentes del BST, resaltando sus sistemas acuáticos, para poder identificar prioridades de conservación.

## IMPORTANCIA DEL ORDEN ODONATA EN EL BOSQUE SECO TROPICAL |

Los bosques neotropicales, son ambientes con la capacidad de retener agua proveniente de la precipitación (Murphy y Lugo, 1986). Estos cuerpos de agua, incluido el fitotelmata, están rodeados de vegetación arbórea que provee a los odonatos de sitios para su reproducción, búsqueda de alimento y protección ante el clima y depredadores (Kinning y Samways, 2000; Corbet, 2004; Paulson, 2006; González-Soriano et al., 2008). Todas estas características de los bosques neotropicales, especialmente el BST, derivan en una relación crucial entre los odonatos y el bosque.

Tan fuerte relación suscita la especialización, el aislamiento y la especiación de estos organismos (Kalkman et al., 2008): el 88 % de las especies de odonatos neotropicales se encuentran asociadas a áreas boscosas (Paulson, 2006). En particular las familias Platystictidae, Protoneuridae, Gomphidae y Corduliidae están restringidas a las áreas boscosas debido a que necesitan de la humedad y la sombra para desarrollarse (Reimburg et al., 2008; Tol et al., 2009), lo que causa altos niveles de endemismo ya que los bosques en general están distanciados entre sí (Kalkman et al., 2008). De esta manera se posicionan los bosques neotropicales como los ecosistemas con mayor riqueza de odonatos del mundo (Paulson, 2006).

Aunque los bosques presentan una alta riqueza de odonatos en Colombia, el difícil acceso a ciertas regiones por el conflicto armado y la disminución de la inversión pública, dificultan la investigación en campo. Asimismo, la mayoría de los estudios de odonatos en los bosques se han enfocado en inventarios de especies y taxonomía (Palacino-Rodríguez, 2016), especialmente en regiones húmedas, por lo que el BST ha sido un ecosistema poco estudiado, considerándose como *terra incognita* para el orden Odonata (Paulson, 2004).

Con el fin de dar un estimado de los odonatos existentes en el BST, se realizó el compendio actual de especies presentes en el BST colombiano (Tabla 1). Esta lista se obtuvo revisando la bibliografía disponible para Colombia, las bases de datos del SIB (Servicio de Información en Biodiversidad para Colombia), el GBIF (Instalaciones para Información de Biodiversidad Global) y la colección del Museo de La Salle (MLS). Se incluyeron en el listado aquellas especies que están registradas en departamentos que presentan BST, teniendo en cuenta características como la georreferenciación del área de colecta, los conocimientos sobre la ecología de las especies y su rango altitudinal. Paralelo a esto, se registró el estado actual de conservación de las especies de acuerdo a la lista roja y la bibliografía de especialistas en su conservación, siempre según la IUCN versión 3.1.

Las regiones con BST en Colombia presentan algún grado de relación con el 64 % del total de odonatos reportados para el país, correspondiente a 224 especies. Las familias más representativas son Libellulidae y Coenagrionidae con 81 y 58 especies respectivamente. Mientras tanto la familia con menor representatividad es Perilestidae con solo 2 especies. En cuanto al estado de conservación de los odonatos, de acuerdo a la base de datos de la IUCN, ocho especies presentan algún grado de amenaza. Sin embargo, el 66 % de los registros, correspondiente a 148 especies de los odonatos reportados para el BST colombiano, no han sido evaluados o presentan datos insuficientes, lo que demuestra la falta de conocimiento en cuanto a la ecología de odonatos en el país. Debido a la gran diversidad de libélulas en estos ambientes, y a la presencia de especies con cierto grado de amenaza, debemos considerar a los remanentes de bosque seco como sitios cruciales para la conservación y el estudio de los odonatos en Colombia.

## CONCLUSIONES |

El bosque seco tropical es uno de los ambientes más amenazados del país a consecuencia del crecimiento demográfico. Esto ocasiona que dichos ecosistemas sean propensos a la reducción de su área potencial y a la pérdida de la biodiversidad, especialmente en cuencas hidrológicas. En estos ambientes el orden Odonata puede ser utilizado como una herramienta para medir el grado de perturbación y prioridades en la conservación, debido a la fuerte interrelación entre tales insectos y sus ambientes, tanto acuáticos como terrestres, especialmente en las áreas boscosas

En Colombia, el 64 % de las especies de odonatos registrados, incluidas especies con cierto grado de amenaza, está de alguna manera relacionado con los remanentes del bosque seco tropical. Por ello consideramos a estas áreas como sitios cruciales para la conservación y el estudio de estos insectos. Sin embargo, la poca investigación en materia de ecología y la falta de conocimiento en algunas regiones del país dificultan el uso de estos insectos como potenciales medidores del grado de daño de estas zonas, lo que permitiría priorizar objetivos de conservación.

## AGRADECIMIENTOS |

Agradecemos al Museo de La Salle por permitir el acceso y el uso de la información de la colección de odonatos. A la Gobernación del Huila, especialmente al Fondo Jenaro Díaz Jordán, por su apoyo económico para la formación del proyecto. Por último, agradecemos a los integrantes del Laboratorio de Biodiversidad de la Universidad Militar Nueva Granada por la ayuda en la revisión del documento.

**Tabla 1.** Listado de especies presentes en regiones de Colombia con bosque seco tropical (BST) y su estado de conservación.

	Especie	Referencia de colecta	Estado de conservación	Referencia de conservación
	<i>Allopetalia pustulosa</i> (Selys, 1873)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Anax amazili</i> (Burmeister, 1839)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Anax concolor</i> (Brauer, 1865)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009a
	<i>Coryphaeschna adnexa</i> (Hagen, 1861)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009b
	<i>Coryphaeschna viriditas</i> (Calvert, 1952)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Gynacantha jessei</i> (Williamson, 1923)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Datos insuficientes (DD)	Von Ellenrieder, 2009a
	<i>Gynacantha membranalis</i> (Karsch, 1891)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Gynacantha mexicana</i> (Selys, 1868)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Gynacantha nervosa</i> (Rambur, 1842)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009c
<b>Aeshnidae</b>	<i>Gynacantha remartinia</i> (Navás, 1934)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Datos insuficientes (DD)	Bota-Sierra, Palacino y Rache, 2016a
	<i>Gynacantha tenuis</i> (Martin, 1909)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Remartinia luteipennis</i> (Burmeister, 1839)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009b
	<i>Rhionaeschna cornigera</i> (Brauer, 1865)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Rhionaeschna intricata</i> (Martin, 1908)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Hoffmann, Paulson, Tennesen y Mauffray, 2016
	<i>Rhionaeschna joannisi</i> (Martin, 1897)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Rhionaeschna marchali</i> (Rambur, 1842)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Triacanthagyna caribbea</i> (Williamson, 1923)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009c
	<i>Triacanthagyna ditzleri</i> (Williamson, 1923)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Triacanthagyna septima</i> (Sagra, 1857)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Agriogomphus jessei</i> (Williamson, 1918)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Agriogomphus sylvicola</i> (Selys, 1869)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Archaeogomphus furcatus</i> (Williamson, 1923)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Archaeogomphus hamatus</i> (Williamson, 1918)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009d
	<i>Erpetogomphus sabaeticus</i> (Williamson, 1918)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009d
	<i>Phyllocycla volsella</i> (Calvert, 1905)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009e
<b>Gomphidae</b>	<i>Phyllogomphoides insignatus</i> (Donnelly, 1979)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Phyllogomphoides semicircularis</i> (Selys, 1854)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Progomphus abbreviatus</i> (Belle, 1973)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Progomphus incurvatus</i> (De Marmels, 1991)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009e
	<i>Progomphus phyllochromus</i> (Ris, 1918)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009f
	<i>Progomphus pygmaeus</i> (Selys, 1873)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009g
	<i>Anatya guttata</i> (Erichson, 1848)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Brachymesia furcata</i> (Hagen, 1861)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
<b>Libellulidae</b>	<i>Brachymesia herbida</i> (Gundlach, 1889)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009f
	<i>Brechmorhoga nubecula</i> (Rambur, 1842)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Brechmorhoga praecox</i> (Hagen, 1861)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Brechmorhoga rapax</i> (Calvert, 1898)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-

	Especie	Referencia de colecta	Estado de conservación	Referencia de conservación	
	<i>Cannaphila vibex</i> (Hagen, 1861)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009h	
	<i>Dasythemis esmeralda</i> (Ris, 1910)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
	<i>Diastatops obscura</i> (Fabricius, 1775)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
	<i>Dythemis nigra</i> (Meurgey y Poiron, 2011)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
	<i>Dythemis sterilis</i> (Hagen, 1861)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
	<i>Elasmothemis cannacrioides</i> (Calvert, 1906)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
	<i>Elga leptostyla</i> (Ris, 1909)	Cuellar-Cardozo et al. sin publicar	No evaluado (NE)	-	
	<i>Erythemis attala</i> (Sagra, 1857)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
	<i>Erythemis carmelita</i> (Williamson, 1923)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009i	
	<i>Erythemis credula</i> (Hagen, 1861)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
	<i>Erythemis haematogastra</i> (Burmeister, 1839)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009j	
	<i>Erythemis mithroides</i> (Brauer, 1900)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009g	
Libellulidae	<i>Erythemis peruviana</i> (Rambur, 1842)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
	<i>Erythemis plebeja</i> (Rambur, 1842)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009h	
	<i>Erythemis vesiculosa</i> (Fabricius, 1775)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009i	
	<i>Erythrodiplax abjecta</i> (Rambur, 1842)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
	<i>Erythrodiplax andagoya</i> (Borror, 1942)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009k	
	<i>Erythrodiplax basalis</i> (Kirby, 1897)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
	<i>Erythrodiplax berenice</i> (Drury, 1773)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
	<i>Erythrodiplax castanea</i> (Burmeister, 1839)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
	<i>Erythrodiplax cauca</i> (Borror, 1942)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Datos insuficientes (DD)	Von Ellenrieder, 2009l	
	<i>Erythrodiplax connata</i> (Burmeister, 1839)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
	<i>Erythrodiplax famula</i> (Erichson, 1848)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
	<i>Erythrodiplax férvida</i> (Erichson, 1848)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
	<i>Erythrodiplax funerea</i> (Hagen, 1861)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
	<i>Erythrodiplax fusca</i> (Rambur, 1842)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
	<i>Erythrodiplax ines</i> (Ris, 1911)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Hoffmann, Tennesen y Paulson, 2016	
	<i>Erythrodiplax juliana</i> (Ris, 1911)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009m	
	<i>Erythrodiplax kimminsi</i> (Borror, 1942)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
	<i>Erythrodiplax lativittata</i> (Borror, 1942)	Garzón y Realpe, 2009	No evaluado (NE)	-	
		<i>Erythrodiplax minuscula</i> (Rambur, 1842)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	Libellulidae	<i>Erythrodiplax umbrata</i> (Linnaeus, 1758)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
<i>Erythrodiplax unimaculata</i> (De Geer, 1773)		Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
<i>Gynothemis pumila</i> (Karsch, 1890)		Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009n	
<i>Libellula herculea</i> (Karsch, 1889)		Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
<i>Macrothemis fallax</i> (May, 1998)		Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	
<i>Macrothemis hemichlora</i> (Burmeister, 1839)		Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009o	
<i>Macrothemis musiva</i> (Calvert, 1898)		Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-	

	Especie	Referencia de colecta	Estado de conservación	Referencia de conservación
	<i>Macrothemis pseudimitans</i> (Calvert, 1898)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Miathyria marcella</i> (Sagra, 1857)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009j
	<i>Miathyria simplex</i> (Rambur, 1842)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Micrathyria aequalis</i> (Hagen, 1861)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Micrathyria didyma</i> (Sagra, 1857)	Garzón y Realpe, 2009	No evaluado (NE)	-
	<i>Micrathyria mengeri</i> (Ris, 1919)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Micrathyria ocellata</i> (Martin, 1897)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Micrathyria pseudeximia</i> (Westfall, 1992)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Misagria parana</i> (Kirby, 1889)	Bota-Sierra, 2014	No evaluado (NE)	-
	<i>Nephepeltia flavifrons</i> (Karsch, 1889)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Oligoclada heliophila</i> (Borror, 1931)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
<b>Libellulidae</b>	<i>Oligoclada umbricola</i> (Borror, 1931)	Garzón y Realpe, 2009	No evaluado (NE)	-
	<i>Orthemis aequilibris</i> (Calvert, 1909)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Orthemis attenuata</i> (Erichson, 1848)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Orthemis biolleyi</i> (Calvert, 1906)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009p
	<i>Orthemis cultriformis</i> (Calvert, 1899)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Orthemis discolor</i> (Burmeister, 1839)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Pantala flavescens</i> (Fabricius, 1798)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Boudot, Clausnitzer, Samraoui, Suhling, Dijkstra, Schneider y Paulson, 2016
	<i>Pantala hymenaea</i> (Say, 1840)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Perithemis domitia</i> (Drury, 1773)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009k
	<i>Perithemis electra</i> (Ris, 1930)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009q
	<i>Perithemis lais</i> (Perty, 1834)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación Menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009r
	<i>Perithemis mooma</i> (Kirby, 1889)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Perithemis thais</i> (Kirby, 1889)	Garzón y Realpe, 2009	No evaluado (NE)	-
	<i>Planiplax phoenicura</i> (Ris, 1912)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Rhodopygia cardinalis</i> (Erichson, 1848)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009s
	<i>Sympetrum gilvum</i> (Selys, 1884)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Tauriphila australis</i> (Hagen, 1867)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Tholymis citrina</i> (Hagen, 1867)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
<b>Libellulidae</b>	<i>Tramea binotata</i> (Rambur, 1842)	Datos Museo de La Salle	No evaluado (NE)	-
	<i>Tramea calverti</i> (Muttkowski, 1910)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009l
	<i>Tramea cophysa</i> (Hagen, 1867)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Tramea rustica</i> (De Marmels y Rácenis, 1982)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009t
	<i>Uracis fastigiata</i> (Burmeister, 1839)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Uracis imbuta</i> (Burmeister, 1839)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Zenithoptera fasciata</i> (Linnaeus, 1758)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009u
	<i>Zenithoptera lanei</i> (Santos, 1941)	Bota-Sierra, 2014	No evaluado (NE)	-

	Especie	Referencia de colecta	Estado de conservación	Referencia de conservación
<b>Zygoptera</b>				
	<i>Hetaerina aurora</i> (Ris, 1918)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Bota-Sierra y Palacino, 2016
	<i>Hetaerina caja</i> (Drury, 1773)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Hetaerina capitalis</i> (Selys, 1873)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Hetaerina cruentata</i> (Rambur, 1842)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Hetaerina duplex</i> (Selys, 1869)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Bota-Sierra y Rache, 2016a
	<i>Hetaerina fuscoguttata</i> (Selys, 1878)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
<b>Calopterygidae</b>	<i>Hetaerina miniata</i> (Selys, 1879)	Garzón y Realpe, 2009	No evaluado (NE)	-
	<i>Hetaerina occisa</i> (Selys, 1853)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Hetaerina sanguinea</i> (Selys, 1853)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Hetaerina simplex</i> (Selys, 1853)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Mnesarete fulgida</i> (Selys, 1879)	Bota-Sierra, 2014	No evaluado (NE)	-
	<i>Ormenophlebia imperatrix</i> (McLachlan, 1878)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Bota-Sierra, Tennessen y Von Ellenrieder, 2016
	<i>Acanthagrion abunae</i> (Leonard, 1977)	Garzón y Realpe, 2009	No evaluado (NE)	-
	<i>Acanthagrion adustum</i> (Williamson, 1916)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009v
	<i>Acanthagrion apicale</i> (Selys, 1876)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Acanthagrion ascendens</i> (Calvert, 1909)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Acanthagrion fluviatil</i> (De Marmels, 1984)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Acanthagrion inexpectrum</i> (Leonard, 1977)	Garzón y Realpe, 2009	No evaluado (NE)	-
	<i>Acanthagrion kennedii</i> (Williamson, 1916)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009w
	<i>Acanthagrion minutum</i> (Leonard, 1977)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Acanthagrion obsoletum</i> (Förster, 1914)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Hoffmann, Paulson y Tennessen, 2016c
	<i>Acanthagrion peruvianum</i> (Leonard, 1977)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009x
	<i>Acanthagrion trilobatum</i> (Leonard, 1977)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Acanthagrion vidua</i> (Selys, 1876)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
<b>Coenagrionidae</b>	<i>Acanthagrion viridescens</i> (Leonard, 1977)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Acanthagrion williamsoni</i> (Leonard, 1977)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	En peligro (EN)	Bota-Sierra, Rache y Palacino, 2016a
	<i>Acanthagrion yungarum</i> (Ris, 1918)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Hoffmann, Paulson y Tennessen, 2016a
	<i>Argia adamsi</i> (Calvert, 1902)	Garzón y Realpe, 2009	No evaluado (NE)	-
	<i>Argia cupraurea</i> (Calvert, 1902)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Argia difficilis</i> (Selys, 1865)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Argia dives</i> (Förster, 1914)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Hoffmann, Rache, Paulson, Bota-Sierra, Tennessen, Mauffray y Palacino, 2016
	<i>Argia fissa</i> (Selys, 1865)	Altamiranda, 2009	No evaluado (NE)	-
	<i>Argia gerhardi</i> (Calvert, 1909)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Hoffmann, Paulson y Tennessen, 2016b
	<i>Argia indicatrix</i> (Calvert, 1902)	Garzón y Realpe, 2009	No evaluado (NE)	-

	Especie	Referencia de colecta	Estado de conservación	Referencia de conservación
	<i>Argia oculata</i> (Selys, 1865)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Argia orichalcea</i> (Selys, 1865)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Argia pulla</i> (Selys, 1865)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Argia talamanca</i> (Calvert, 1907)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Argia translata</i> (Selys, 1865)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Argia variabilis</i> (Selys, 1865)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Argia westfalli</i> (Garrison, 1996)	Urrutia, 2005	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009m
	<i>Enallagma civile</i> (Hagen, 1861)	Saavedra, 2009	No evaluado (NE)	-
	<i>Enallagma novaehispaniae</i> (Calvert, 1907)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Enallagma praevarum</i> (Hagen, 1861)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Enallagma rua</i> (Donnelly, 1968)	Urrutia, 2005	No evaluado (NE)	-
	<i>Homeoura chelifera</i> (Selys, 1876)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Homeoura obrieni</i> (von Ellenrieder, 2008)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Ischnura capreolus</i> (Hagen, 1861)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Ischnura denticollis</i> (Burmeister, 1839)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Ischnura ramburii</i> (Selys, 1850)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009n
	<i>Leptobasis buchholzi</i> (Rácenis, 1959)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Leptobasis vacillans</i> (Selys, 1877)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009y
Coenagrionidae	<i>Mecistogaster jocaste</i> (Hagen, 1869)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Mecistogaster linearis</i> (Fabricius, 1776)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Mecistogaster ornata</i> (Rambur, 1842)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009z
	<i>Megaloprepus caerulatus</i> (Drury, 1782)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Mesamphiagrion risi</i> (De Marmels, 1997)	Bota-Sierra y Echeverri, 2013	Preocupación menor (LC)	Bota-Sierra, Palacino y Rache, 2016c
	<i>Metaleptobasis westfalli</i> (Cumming, 1954)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009o
	<i>Microstigma rotundatum</i> (Selys, 1860)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Neoerythromma cultellatum</i> (Selys, 1876)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Pseudostigma accedens</i> (Selys, 1860)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Telebasis corallina</i> (Selys, 1876)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009aa
	<i>Telebasis farcimentum</i> (Garrison, 2009)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Vulnerable (VU)	Bota-Sierra, Rache y Palacino, 2016b
	<i>Telebasis filiola</i> (Perty, 1834)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Telebasis garleppi</i> (Ris, 1918)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009ab
	<i>Telebasis garrisoni</i> (Bick y Bick, 1995)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Telebasis limoncocha</i> (Bick y Bick, 1995)	Céspedes-Salazar et al., 2015	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009p
	<i>Telebasis rubricauda</i> (Bick y Bick, 1995)	Bota-Sierra, 2014	Preocupación Menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009ac
	<i>Telebasis salva</i> (Hagen, 1861)	Bota-Sierra, 2014	No evaluado (NE)	-
	<i>Telebasis williamsoni</i> (Garrison, 2009)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-

	Especie	Referencia de colecta	Estado de conservación	Referencia de conservación
<b>Lestidae</b>	<i>Archilestes grandis</i> (Rambur, 1842)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Lestes forficula</i> (Rambur, 1842)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Lestes henschawi</i> (Calvert, 1907)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009q
	<i>Lestes helix</i> (Ris, 1918)	Bota-Sierra, 2014	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009ad
	<i>Lestes jерrelli</i> (Tennessee, 1997)	Bota-Sierra, 2014	No evaluado (NE)	-
	<i>Lestes minutus</i> (Selys, 1862)	Bota-Sierra, 2014	No evaluado (NE)	-
	<i>Lestes tenuatus</i> (Rambur, 1842)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Heteragrion bariai</i> (De Marmels, 1989)	Bota-Sierra, 2014	No evaluado (NE)	-
<b>Megapodagrionidae</b>	<i>Heteragrion breweri</i> (De Marmels, 1989)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Heteragrion calendulum</i> (Williamson, 1919)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	En peligro (EN)	Bota-Sierra, Von Ellenrieder, Palacino y Rache, 2016
	<i>Heteragrion mitratum</i> (Williamson, 1919)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Heteragrion peregrinum</i> (Williamson, 1919)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	En peligro crítico (CR)	Bota-Sierra, 2016
	<i>Heteropodagrion superbum</i> (Ris, 1918)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Mesagrion leucorrhinum</i> (Selys, 1885)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Bota-Sierra, Palacino, Rache, Von Ellenrieder y Paulson, 2016
	<i>Oxystigma cyanofrons</i> (Williamson, 1919)	Bota-Sierra, 2014	No evaluado (NE)	-
	<i>Philogenia cristalina</i> (Calvert, 1924)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Vulnerable (VU)	Bota-Sierra, Palacino y Rache, 2016c
	<i>Philogenia sucra</i> (Dunkle, 1986)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Datos insuficientes (DD)	Bota-Sierra, Palacino, Rache y Von Ellenrieder, 2016
	<i>Teinopodagrion epidrum</i> (De Marmels, 2001)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Teinopodagrion mercenarium</i> (Hagen, 1869)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación Menor (LC)	Bota-Sierra, Palacino y Rache, 2016d
	<i>Teinopodagrion temporale</i> (Selys, 1862)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Vulnerable (VU)	Bota-Sierra, Palacino y Rache, 2016e
<i>Teinopodagrion vollenatum</i> (De Marmels, 2001)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Casi amenazada (NT)	Bota-Sierra, Palacino y Rache, 2016f	
<b>Perilestidae</b>	<i>Perilestes kahli</i> (Williamson y Williamson, 1924)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009ae
	<i>Perissolestes remotus</i> (Williamson y Williamson, 1924)	Garzón y Realpe, 2009	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009r
<b>Platystictidae</b>	<i>Palaemnema apicalis</i> (Navás, 1924)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Bota-Sierra y Rache, 2016b
	<i>Palaemnema clementia</i> (Selys, 1886)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Palaemnema joanetta</i> (Kennedy, 1940)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009s
<b>Polythoridae</b>	<i>Cora klenei</i> (Karsch, 1891)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Bota-Sierra, Palacino y Rache, 2016g
	<i>Cora marina</i> (Selys, 1868)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009af
	<i>Cora modesta</i> (Selys, 1869)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Datos insuficientes (DD)	Bota-Sierra y Rache, 2016c
	<i>Cora xanthostoma</i> (Ris, 1918)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Euthore fasciata</i> (Selys, 1853)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Polythore gigantea</i> (Selys, 1853)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
	<i>Polythore procera</i> (Selys, 1869)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-

Especie	Referencia de colecta	Estado de conservación	Referencia de conservación
<i>Drepanoneura donnellyi</i> (von Ellenrieder y Garrison, 2008)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	En peligro (EN)	Bota-Sierra, Rache y Palacino, 2016c
<i>Epileoneura metallica</i> (Rácenis, 1955)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009ag
<i>Neoneura amelia</i> (Calvert, 1903)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009t
<i>Neoneura bilinearis</i> (Selys, 1860)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	Preocupación menor (LC)	Von Ellenrieder, 2009ah
<b>Protoneuridae</b>			
<i>Neoneura esthera</i> (Williamson, 1917)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
<i>Neoneura sylvatica</i> (Selys, 1886)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
<i>Protoneura amatoria</i> (Calvert, 1907)	Garzón y Realpe, 2009	Preocupación menor (LC)	Paulson, 2009ou
<i>Protoneura cara</i> (Calvert, 1903)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-
<i>Psaironeura remissa</i> (Calvert, 1903)	Pérez-Gutiérrez y Palacino-Rodríguez, 2011	No evaluado (NE)	-

## REFERENCIAS |

- Allan JD. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35:1:257-284. <http://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Altamiranda, M. 2009. Diversidad de libélulas Insecta-Odonata para dos usos de suelo, en un bosque seco tropical. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 622, 5071-5079.
- Borchert R. 1994. Soil and stem water storage determine phenology and distribution of tropical dry forest trees. *Ecology*, 75:1437-1449. <http://doi.org/10.2307/1937467>
- Bota-Sierra C. 2014. Nine new records of Odonata from the Orinoco Basin Lestidae, Calopterygidae, Heteragrionidae, Coenagrionidae, Libellulidae. *Notulae Odonatologicae*, 84:77-116.
- Bota-Sierra C. 2016. *Heteragrion peregrinum*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254663A49256261. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254663A49256261>. consulta noviembre de 2017.
- Bota-Sierra C y Echeverri MIW. 2013. Taxonomic revision of Mesamphiagrion Kennedy, 1920 from Colombia Odonata: Coenagrionidae, with the description of four new species. *Zootaxa*, 3718(5):401-440. <http://doi.org/10.11646/zootaxa.3718.5.1>
- Bota-Sierra C y Palacino F. 2016. *Hetaerina aurora*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254606A49254949. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254606A49254949>. consulta noviembre de 2017.
- Bota-Sierra C, Palacino F y Rache L. 2016a. *Gynacantha remartinia*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254253A49254829. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254253A49254829>. consulta noviembre de 2017.
- Bota-Sierra C, Palacino F y Rache L. 2016b. *Mesamphiagrion risi*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254666A49255365. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254666A49255365>. consulta noviembre de 2017.
- Bota-Sierra C, Palacino F y Rache L. 2016c. *Philogenia cristalina*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254412A49256285. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254412A49256285>. consulta noviembre de 2017.
- Bota-Sierra C, Palacino F y Rache L. 2016d. *Teinopodagrion mercenarium*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254326A49256369. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254326A49256369>. consulta noviembre de 2017.
- Bota-Sierra C, Palacino F y Rache L. 2016e. *Teinopodagrion temporale*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254498A49256393. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254498A49256393>. consulta noviembre de 2017.
- Bota-Sierra C, Palacino F y Rache L. 2016f. *Teinopodagrion vallenatum*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254636A49256397. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254636A49256397>. consulta noviembre de 2017.
- Bota-Sierra C, Palacino F y Rache L. 2016g. *Cora klenei*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254367A49256505. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254367A49256505>. consulta noviembre de 2017.
- Bota-Sierra C, Palacino F, Rache L y Von Ellenrieder N. 2016. *Philogeniasucrea*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T158930A66887616. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T158930A66887616>. consulta noviembre de 2017.
- Bota-Sierra C, Palacino F, Rache L, Von Ellenrieder N y Paulson D. 2016. *Mesagrion leucorrhinum*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T60294A66887433. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T60294A66887433>. consulta noviembre de 2017.
- Bota-Sierra C y Rache L. 2016a. *Hetaerina duplex*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254256A49254969. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254256A49254969>. consulta noviembre de 2017.
- Bota-Sierra C y Rache L. 2016b. *Palaeommema apicalis*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254323A49256441. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254323A49256441>. consulta noviembre de 2017.
- Bota-Sierra C y Rache L. 2016c. *Cora modesta*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254602A49256513. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254602A49256513>. consulta noviembre de 2017.
- Bota-Sierra C, Rache L y Palacino F. 2016a. *Acanthagrion williamsoni*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254351A49255105. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254351A49255105>. consulta noviembre de 2017.
- Bota-Sierra C, Rache L y Palacino F. 2016b. *Telebasis farcementum*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254321A49255457. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254321A49255457>. consulta noviembre de 2017.
- Bota-Sierra C, Rache L y Palacino F. 2016c. *Drepanoneura donnellyi*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254561A49256625. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254561A49256625>. consulta noviembre de 2017.
- Bota-Sierra C, Tennesen K y Von Ellenrieder N. 2016. *Ormenophlebia imperatrix*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T158903A66283797. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T158903A66283797>. consulta noviembre de 2017.
- Bota-Sierra C, Von Ellenrieder N, Palacino F y Rache L. 2016. *Heteragrion calendulum*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T159018A66887193. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T159018A66887193>. consulta noviembre de 2017.
- Boudot J-P, Clausnitzer V, Samraoui B, Suhling F, Dijkstra K-DB, Schneider W y Paulson DR. 2016. *Pantala flavescens*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T59971A65818523. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T59971A65818523>. consulta noviembre de 2017.
- Céspedes-Salazar, A. S., Andrade, G. C., y Valenzuela, J. C. 2015. Diversidad de odonatos Insecta: Odonata en el centro de investigación y educación ambiental "La Tribuna", vereda Tamarindo Neiva-Huila. *Entomología Mexicana*, 2, 619-627.
- Clausnitzer V, Kalkman VJ, Ram M, Collen B, Baillie JEM, Bedjanić M, ... Wilson K. 2009. Odonata enter the biodiversity crisis debate: The first global assessment of an insect group. *Biological Conservation*, 142:1864-1869. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.03.028>
- Corbet PS (Ed.). 2004. *Dragonflies behaviour and ecology of Odonata revised edition*. Harley Book, Colchester.
- Córdoba-Aguilar, A. 2008. *Dragonflies y damselflies: Model organisms for ecological and evolutionary research*. Oxford University Press, Oxford.
- Cuevas-Yañez K, Espinosa-Rivera JC, Martínez-Falcón AP y Córdoba-Aguilar A. 2017. Are all Mexican odonate species documented? An assessment of species richness. *Systematics and Biodiversity*, 15:253-258.
- Dijkstra K-DB, Bechly G, Bybee SM, Dow RA, Dumont HJ, Fleck G, ... Ware J. 2013. The classification and diversity of dragonflies and damselflies Odonata. En Zhang Z-Q (Ed.). *Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness* (Addenda 2013). *Zootaxa*, 3703:1-82. <http://doi.org/10.11646/zootaxa.3703.1.9>
- Domínguez E y Fernández HR. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología*. 496 p.

- Dryflor. 2016. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, 353(6306):1383-1387. <http://doi.org/10.1126/science.aaf5080>
- Esquivel C. 2006. Libélulas de Mesoamérica y el Caribe. Santo Domingo de Heredia, INBio.
- Fielding CR, Allen JP, Alexander J y Gibling MG. 2009. Facies model for fluvial systems in the seasonal tropics and subtropics. *Geology*, 37:623-626. <http://doi.org/10.1130/G25727A.1>
- Garrison RW, Von Ellenrieder N y Louton JA. 2006. Dragonfly genera of the New World. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Garrison RW, Von Ellenrieder N y Louton JA. 2010. Damsel fly genera of the new world: An illustrated and annotated key to the Zygoptera. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Garzón C y Realpe E. 2009. Diversidad de Odonata Insecta en la reserva natural Cabildo Verde Sabana de Torres, Santander, Colombia, una aproximación hacia la conservación. *Caldasia*, 31:2:459-470.
- Gómez Anaya, JA. 2008. Ecología de los ensambles de larvas de odonatos (Insecta) y su uso potencial como indicadores de calidad ecológica en la sierra. Trabajo de grado, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Michoacán.
- González-Soriano E, Noguera FA, Zaragoza-Caballero S, Morales-Barrera MA, Ayala-Barajas R, Rodríguez-Palafox A y Ramírez-García E. 2008. Odonata diversity in a tropical dry forest of Mexico, 1. Sierra de Huautla, Morelos. *Odonatologica*, 37:4:305-315.
- Grimaldi D y Engel MS. 2005. Evolution of the insects. Cambridge University Press. <http://doi.org/10.1073/pnas.0703993104>
- Halffter G (Comp.). 1992. La diversidad biológica de Iberoamérica I. Instituto de Ecología A. C., Mexico, D. F. [http://www.rdfs.org.co/aa/img\\_upload/cd3189bd6b9a1ea1575134c54f92a42c/Diversidad\\_1.PDF](http://www.rdfs.org.co/aa/img_upload/cd3189bd6b9a1ea1575134c54f92a42c/Diversidad_1.PDF)
- Hanson P, Springer M y Ramírez, A. 2010. Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical*, 58:4:3-37.
- Hassall C. 2015. Odonata as candidate macroecological barometers for global climate change. *Freshwater Science*, 34:3:1040-1049. <http://doi.org/10.1086/682210>
- Hoffmann J, Paulson D y Tennessen K. 2016a. *Acanthagrion yungarum*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254610A49255109. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254610A49255109.en>, consulta noviembre de 2017.
- Hoffmann J, Paulson D y Tennessen K. 2016b. *Argia gerhardi*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254693A49255169. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254693A49255169.en>, consulta noviembre de 2017.
- Hoffmann J, Paulson D y Tennessen K. 2016c. *Acanthagrion obsoletum*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254721A49255085. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254721A49255085.en>, consulta noviembre de 2017.
- Hoffmann J, Paulson D, Tennessen K y Mauffray W. 2016. *Rhionaeschna intricata*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254369A49254901. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254369A49254901.en>, consulta noviembre de 2017.
- Hoffmann J, Rache L, Paulson D, Bota-Sierra C, Tennessen K, Mauffray W y Palacino F. 2016. *Argia dives*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254309A49255149. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254309A49255149.en>, consulta noviembre de 2017
- Hoffmann J, Tennessen K y Paulson D. 2016. *Erythrodiplax ines*. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T49254603A49255873. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T49254603A49255873.en>, consulta noviembre de 2017.
- Holbrook NM, Whitbeck JL, Mooney HA, Bullock SH y Medina E. 1995. Drought responses of neotropical dry forest trees Seasonally dry tropical forests (No. 581.5264 S439). Cambridge University Press.
- Miles L, Newton AC, DeFries RS, Ravilious C, May I, Blyth S, ... Gordon JE. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33(3), 491-505. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- IAVH (Instituto Alexander von Humbolt). 1998. El bosque seco tropical (Bs-T) en Colombia. IAVH, <https://goo.gl/meuvAV>
- Jürgen O. 2010. Monitoring climatic change with dragonflies. Pensoft, Sofia.
- Kalkman VJ, Clausnitzer V, Dijkstra KDB, Orr AG, Paulson DR y Van Tol J. 2008. Global diversity of dragonflies Odonata in freshwater. *Hydrobiologia*, 595:1:351-363. <http://doi.org/10.1007/s10750-007-9029-x>
- Kinving RG y Samways MJ. 2000. Conserving dragonflies Odonata along streams running through commercial forestry. *Odonatologica*, 29:3:195-208.
- Kohli MK, Ware JL y Bechly G. 2016. How to date a dragonfly: Fossil calibrations for odonates. *Paleontologica Electronica*, 19.1:FC:1-14.
- Kutscher TE y Bried JT. 2014. Adult Odonata conservatism as an indicator of freshwater wetland condition. *Ecological Indicators*, 38:31-39. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.028>
- Lorenzo Carballa O y Cordero Rivera A. 2014. Odonatos (p. 10).
- Machado ABM. 2012. A new species of *Ischnura* (Odonata: Coenagrionidae) from high altitude eastern Andes of Colombia. *Zoologia*, 29:6:598-600. <http://doi.org/10.1590/S1984-46702012000600011>
- Miles L, Newton AC, DeFries RS, Ravilious C, May I, Blyth S, ... Gordon JE. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33(3), 491-505. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- Murphy PG y Lugo AE. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17:67-88. <http://doi.org/10.1146/132359>
- Nunes YRF, Da Luz GR y De Lima Braga L. 2012. Phenology of tree species populations in Tropical Dry Forests of Southeastern Brazil. In Phenology and climate change. InTech.
- Oertli B, Joye D A, Castella E, Juge R, Cambin D y Lachavanne JB. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation*, 104:1:59-70. <http://doi.org/10.1016/S0006-32070100154-9>
- Oertli B, Joye DA, Castella E, Juge R, Lehmann A y Lachavanne JB. 2005. Ploch: A standardized method for sampling and assessing the biodiversity in ponds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15:6:665-679. <http://doi.org/10.1002/aqc.744>
- Oliveira-Junior JMB, Shimano Y, Gardner TA, Hughes RM, De Marco Júnior P y Juen L. 2015. Neotropical dragonflies Insecta: Odonata as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. *Austral Ecology*, 40:6:733-744. <http://doi.org/10.1111/aec.12242>
- Palacino-Rodríguez F. 2016. Two decades of progress in over one hundred years of study: Present status of Odonata research in Colombia. *Odonatologica*, 45(3-4):163-188.
- Paulson DR. 2004. Critical species of Odonata in the Neotropics. *International Journal of Odonatology*, 72:1:89-206.
- Paulson DR. 2006. The importance of forests to neotropical dragonflies (pp. 79-101). En: Fourth WDA International Symposium of Odonatology. Pensoft, Sofia.
- Paulson DR. 2009a. *Anax concolor*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T165012A5961178. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T165012A5961178.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009b. *Coryphaeschna adnexa*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T164957A5946152. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T164957A5946152.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009. *Gynacantha nervosa*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T165050A5975167. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T165050A5975167.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009d. *Erpetogomphus sabaleticus*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T165049A5974865. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T165049A5974865.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009e. *Phyllocycla volsella*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T165082A5962986. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T165082A5962986.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009f. *Brachymesia herbida*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T164954A5945483. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T164954A5945483.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009g. *Erythemis mithroides*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T164969A5948645. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T164969A5948645.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009h. *Erythemis plebeja*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T164992A5954516. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T164992A5954516.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009i. *Erythemis vesiculosa*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T164958A5946510. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T164958A5946510.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009j. *Miathyria marcella*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T165066A5978626. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T165066A5978626.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009k. *Perithemis domitia*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T165039A5971846. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T165039A5971846.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009l. *Tramea calverti*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T164926A5939768. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T164926A5939768.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009m. *Argia westfalli*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T164974A5949503. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T164974A5949503.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009n. *Ischnura ramburii*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T165059A5956403. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T165059A5956403.en>, consulta noviembre de 2017.

- Paulson DR. 2009o. *Metaleptobasis westfalli*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T165085A5963863. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T165085A5963863.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009p. *Telebasis limoncocha*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T164973A5949345. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T164973A5949345.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009q. *Lestes henschawi*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T164935A5941448. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T164935A5941448.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009r. *Perissolestes remotus*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T165023A5965868. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T165023A5965868.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009s. *Palaemnema joanetta*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T164938A5941852. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T164938A5941852.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009t. *Neoneura amelia*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T165078A5960531. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T165078A5960531.en>, consulta noviembre de 2017.
- Paulson DR. 2009u. *Protoneura amatoria*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T164950A5944763. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T164950A5944763.en>, consulta noviembre de 2017.
- Pérez-Gutiérrez LA y Palacino-Rodríguez F. 2011. Updated checklist of the Odonata known from Colombia. *Odonatologica*, 40(3):203-225.
- Pizano C y García H. 2014. El bosque seco tropical en Colombia. IAvH. <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Realpe E. 2009. Diversidad del género *Ischnura* (Odonata: Coenagrionidae) y su relación con la altitud y orogenia de la cordillera Oriental-Andes colombianos. Uniandes, Bogotá.
- Reich PB y Borchert R. 1984. Water stress and tree phenology in a Tropical Dry Forest in the lowlands of Costa Rica. *Journal of Ecology*, 72(1), 61–74. <http://doi.org/10.2307/2260006>
- Remsburg AJ, Olson AC y Samways MJ. 2008. Shade alone reduces adult dragonfly Odonata: Libellulidae abundance. *Journal of Insect Behavior*, 216:460-468. <http://doi.org/10.1007/s10905-008-9138-z>
- Samways MJ y Steytler NS. 1996. Dragonfly Odonata distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological Conservation*, 78(3):279-288. <http://doi.org/10.1016/S0006-32079600032-8>
- Sánchez-Herrera M y Ware JL. 2011. Biogeography of dragonflies and damselflies: Highly mobile predators. *Global Advances in Biogeography*, 14:291-306.
- Stewart DAB y Samways MJ. 1998. Conserving dragonfly Odonata assemblages relative to river dynamics in an African Savanna Game Reserve. *Conservation Biology*, 12(3):683-692. <http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.96465.x>
- Tognelli MF, Lasso CA, Bota-Sierra CA, Jiménez-Segura LF y Cox NA (Eds.). 2016. Estado de conservación y distribución de la biodiversidad de agua dulce en los Andes tropicales. Gland, Cambridge y Arlington: IUCN.
- Tol J van, Reijnen BT y Thomassen HA. 2009. Phylogeny and biogeography of the Platystictidae Odonata. Tesis doctoral, University of Leiden, Leiden.
- Urrutia MX. 2005. Riqueza de especies de Odonata Zigopterá por unidades fisiográficas en el departamento del Valle del Cauca. Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle, 62:30-36. <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Vivas-Santeliz J y De Marmels J. 2017. Current knowledge of Odonata in Venezuela: Diversity and distribution of endemic taxa. *Odonatologica*, 46:1-2: 35-54. <http://doi.org/10.5281/zenodo.572355>
- Von Ellenrieder N. 2008. Databasing dragonflies: State of knowledge in the Neotropical region. *Agrion*, 13(2):58-72.
- Von Ellenrieder N. 2009a. *Gynacantha jessei*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158908A5290788. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158908A5290788.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009b. *Remartinia luteipennis*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158905A5290390. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158905A5290390.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009c. *Triacanthagyna caribbea*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158817A5277759. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158817A5277759.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009d. *Archaeogomphus hamatus*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T159047A5315753. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T159047A5315753.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009e. *Progomphus incurvatus*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158842A5281532. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158842A5281532.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009f. *Progomphus phyllochromus*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158990A5301640. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158990A5301640.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009g. *Progomphus pygmaeus*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158929A5293593. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158929A5293593.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009h. *Cannaphila vibex*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T159082A5307506. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T159082A5307506.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009i. *Erythemis carmelita*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T159094A5310768. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T159094A5310768.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009j. *Erythemis haematogastra*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158853A5283015. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158853A5283015.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009k. *Erythrodiplax andagoya*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158947A5295868. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158947A5295868.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009l. *Erythrodiplax cauca*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158872A5285738. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158872A5285738.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009m. *Erythrodiplax juliana*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158910A5291074. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158910A5291074.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009n. *Gynothemis pumila*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158858A5283740. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158858A5283740.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009o. *Macrothemis hemichlora*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158983A5300620. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158983A5300620.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009p. *Orthemis biolleyi*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158912A5291367. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158912A5291367.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009q. *Perithemis electra*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T159106A5314075. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T159106A5314075.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009r. *Perithemis lais*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158876A5286230. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158876A5286230.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009s. *Rhodopygia cardinalis*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158951A5296392. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158951A5296392.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009t. *Tramea rustica*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158988A5301273. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158988A5301273.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009u. *Zenithoptera fasciata*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T159068A5319501. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T159068A5319501.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009v. *Acanthagrion adustum*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T159070A5304450. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T159070A5304450.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009w. *Acanthagrion kennedii*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158900A5289759. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158900A5289759.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009x. *Acanthagrion peruvianum*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158994A5302123. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158994A5302123.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009y. *Leptobasis vacillans*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158918A5292122. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158918A5292122.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009z. *Mecistogaster ornata*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158808A5276319. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158808A5276319.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009aa. *Telebasis corallina*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158899A5289461. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158899A5289461.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009ab. *Telebasis garleppi*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T159040A5313950. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T159040A5313950.en>, consulta noviembre de 2017.
- Von Ellenrieder N. 2009ac. *Telebasis rubricauda*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T159044A5315072. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T159044A5315072.en>, consulta noviembre de 2017.

- Von Ellenrieder N. 2009ad. *Lesteshelix*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158971A5299010. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158971A5299010.en>, consulta noviembre de 2017.
  - Von Ellenrieder N. 2009ae. *Perilestes kahli*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158966A5298298. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158966A5298298.en>, consulta noviembre de 2017.
  - Von Ellenrieder N. 2009af. *Cora marina*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158975A5299507. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158975A5299507.en>, consulta noviembre de 2017.
  - Von Ellenrieder N. 2009ag. *Epipleoneura metallica*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158998A5302596. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158998A5302596.en>, consulta noviembre de 2017.
  - Von Ellenrieder N. 2009ah. *Neoneura bilinearis*. The IUCN red list of threatened species 2009: e.T158832A5280046. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158832A5280046.en>, consulta noviembre de 2017.
-

## **APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES PARA EL MEJORAMIENTO DE LA CALIDAD DEL AMBIENTE**

### **USE OF AGRO-INDUSTRIAL WASTE IN IMPROVING THE QUALITY OF THE ENVIRONMENT**

**Yury Alexandra VARGAS CORREDOR<sup>1\*</sup>, Liliana Ibeth PÉREZ PÉREZ<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería, Fundación Universitaria de San Gil–Unisangil, Yopal, Casanare.

\* Autor corresponsal. E-mail: [yuryvargas@unisangil.edu.co](mailto:yuryvargas@unisangil.edu.co)

#### *Historia del artículo*

Recibido: Octubre 12, 2017

Evaluado: Febrero 15, 2018

Aceptado: Marzo 1, 2018

Disponible: Marzo 13, 2018

#### **Resumen |**

La generación de subproductos o residuos agroindustriales en las diferentes etapas de los procesos productivos es actualmente una problemática a nivel mundial, debido a que en la mayoría de los casos no son procesados o dispuestos adecuadamente, situación que contribuye al proceso de contaminación ambiental. Los residuos agroindustriales cuentan con un alto potencial para ser aprovechados en diferentes procesos que incluyen elaboración de nuevos productos, agregación de valor a productos originales y recuperación de condiciones ambientales alteradas. Este artículo presenta una revisión bibliográfica de las diferentes alternativas de aprovechamiento de los residuos agroindustriales en el mejoramiento de la calidad del ambiente. La búsqueda incluyó publicaciones acerca del uso de residuos de origen agroindustrial en la prevención e intervención de posibles impactos negativos. Como resultado de la revisión se identificaron cinco categorías de empleo de los residuos agroindustriales: 1) obtención de bioenergéticos (bioetanol, biodiésel, biogás, biomasa energética), 2) proceso de compostaje, 3) aprovechamiento en la producción de alimentos para animales, 4) elaboración de otros productos de interés (ladrillos, composites, estibas, entre otros) y 5) recuperación de medios abióticos contaminados (remoción de colorantes, metales pesados e hidrocarburos). El aprovechamiento de estos residuos se ha convertido en un tema de gran interés por los diversos beneficios ambientales y económicos obtenidos, que promueven un desarrollo sostenible.

**Palabras clave:** residuos agroindustriales, aprovechamiento, productos, ambiente, recuperación.

#### **Abstract |**

Generating by-products or agroindustrial waste at the different stages of the production process is now a global problem because, in most cases, they are not processed or disposed of properly, which contributes to environmental pollution. Agroindustrial waste has a high potential to be exploited in different processes that include making new products, adding value to original products and recovering altered environmental conditions. This article presents a literature review of various alternate uses of agroindustrial waste in improving the quality of the environment. The search included publications about the use of agroindustrial waste in the prevention and intervention of possible negative impacts. As a result of the review, five categories of agroindustrial waste usage were identified: 1) obtaining bioenergy (bioethanol, biodiesel, biogas, energy biomass); 2) composting; 3) producing animal feed; 4) developing other products of interest (bricks, composites, pallets, etc.); and 5) recovering polluted abiotic media (removal of dyes, heavy metals and hydrocarbons). The use of this waste has become a topic of great interest for the various environmental and economic benefits obtained, which promote sustainable development.

**Keywords:** agroindustrial waste; environment; products; recovery; use.

## INTRODUCCIÓN |

La agroindustria tiene la capacidad de fomentar el desarrollo económico, social y ambiental global, siempre y cuando mantenga el equilibrio entre la actividad desarrollada y la protección del medio ambiente en cada uno de sus procesos, desde la manipulación de la materia prima hasta la distribución y disposición final de los subproductos o residuos generados. Existen diferentes definiciones de agroindustria. Sin embargo, una de las más acertadas es la expuesta por Saval (2012), quien la define como una actividad económica que combina el proceso productivo agrícola con el industrial para obtener alimentos o materias primas semielaboradas destinadas al mercado. De igual forma, algunos autores proponen una clasificación para esta actividad. Según la FAO (1997) la agroindustria puede clasificarse en dos clases, la primera está conformada por las industrias alimentarias y las no alimentarias, mientras que la segunda está compuesta por las industrias proveedoras de materia prima (como la molienda de trigo y arroz) y consumidoras de materia prima (como la fabricación de pan). No obstante, actualmente es muy difícil demarcar de manera precisa la actividad agroindustrial. En Colombia el sector agroindustrial genera el 6,2 % del PIB y se divide en subsectores como el acuícola, el de biocombustibles, el cárnico, el forestal, el hortofrutícola, el lácteo, el cacaoero y el de chocolatería y confitería (Procolombia, 2012). Sin embargo, este sector también lo conforma la producción de caña de azúcar y alimentos, por mencionar algunos otros.

Como resultado adicional a las actividades principales de las empresas que conforman el sector agroindustrial, se generan subproductos o residuos agroindustriales que representan cantidades significativas y son considerados un problema ambiental (Restrepo *et al.*, 2011). De acuerdo con González (2013), en Colombia estos residuos aún no han sido aprovechados eficientemente por la falta de conocimiento sobre los métodos apropiados para la preparación y caracterización de sustancias de mayor valor agregado con la suficiente calidad e inocuidad.

La disposición inadecuada de los residuos de producción agroindustrial es una constante en este sector, y ocasiona alteraciones en los diferentes medios abióticos, bióticos y socioeconómicos, e incluso puede llegar a generar pérdidas económicas para las empresas. De esta manera, se identifica que la eliminación de tales residuos supone un problema de gestión para los diferentes establecimientos productores (Ramírez S, 2012). El aprovechamiento de los residuos agroindustriales permite dar solución a diferentes problemáticas ambientales originadas tanto por la generación y disposición de estos residuos como por otros factores producto del desarrollo de otros sectores productivos. De igual manera, ayuda a disminuir el uso de recursos naturales renovables y no renovables como materia prima de ciertos productos, y genera empleo y recursos económicos.

Ramírez S (2012) resalta que el aprovechamiento de residuos es una alternativa que impulsa el desarrollo de tecno-

logías orientadas hacia una transformación sustentable de los recursos naturales. Por consiguiente, el aprovechamiento de residuos agroindustriales se plantea como una estrategia base para su manejo, con diversidad de alternativas gracias a la composición tan variada que presentan esos residuos o subproductos.

Existen básicamente tres grupos de tecnologías para la recuperación de residuos agroindustriales: 1) la valorización biológica y química, 2) la obtención de combustibles (derivados de desechos) y 3) la valorización térmica. El primer grupo permite obtener gases, líquidos o sólidos comercializables —como pectinas, enzimas, aceites esenciales, fibra dietaria (alimento para animales y humanos), hongos comestibles, flavonoides y carotenoides— a partir de residuos orgánicos. Tales productos se pueden obtener mediante procesos biológicos como el compostaje o la lombricultura, entre otros. El segundo grupo permite obtener combustibles como el biogás (utilizado para diversos fines) y el tercero busca la reducción del volumen de los residuos y la recuperación de energía a partir de los gases, líquidos y sólidos generados, utilizando procesos como la incineración y la pirólisis (Yepes *et al.*, 2008).

El presente artículo tuvo como objetivo hacer una revisión bibliográfica de las diferentes alternativas de aprovechamiento de los residuos agroindustriales en el mejoramiento de la calidad del ambiente. Se estableció como criterio de búsqueda el uso de residuos de origen agroindustrial en la prevención e intervención de posibles impactos negativos. Se identificaron diversidad de usos que contribuyen a la prevención de la contaminación, como obtención de bioenergéticos, abonos orgánicos y alimentos para animales, elaboración de productos de interés, entre otros. Asimismo, se logró establecer su empleo en la recuperación de medios contaminados con colorantes, metales pesados e hidrocarburos.

## RESIDUOS AGROINDUSTRIALES |

Los residuos o subproductos se generan en cualquier proceso productivo y usualmente no son de utilidad posterior como materia prima para la cadena de producción (Rosas *et al.*, 2016). El sector agroindustrial no es la excepción, así que genera residuos que pueden ser definidos, según Saval (2012), como materiales en estado sólido o líquido obtenidos a partir del consumo directo de productos primarios o de su industrialización, que ya no son de utilidad para el proceso que los generó, pero sí se pueden aprovechar o transformar para obtener otro producto con valor económico, comercial o social. Cada subsector de la agroindustria genera residuos específicos. En su mayoría, estos presentan características óptimas para su aprovechamiento en otra cadena de producción o como alternativa de tratamiento o recuperación de algún medio contaminado.

Los residuos agroindustriales más utilizados para estos fines, según recientes investigaciones, son los provenientes de las frutas (Murillo *et al.*, 2010); el bagazo de agave, un residuo de la producción de tequila (Alonso *et al.*, 2012); la

cachaza, el bagazo, la carbonilla, la paja y el cogollo, residuos de la agroindustria de la caña de azúcar y de la caldera de las fábricas de ingenios azucareros (Montenegro *et al.*, 2015; Palma *et al.*, 2016); la cascarilla de arroz, los desechos cítricos (bagazo y cáscara), la cáscara del plátano, el zuro de maíz (Sánchez *et al.*, 2010; Vergara, 2015); la zoca de café (Aristizábal, 2015); las pastas proteicas, los lodos, el suero, el salvado, los mostos residuales, la vinaza, los residuos de material verde (cáscaras, hojas, tallos, bagazo de frutas) (Hernández *et al.*, 2016), entre otros.

Las características o composición química y biológica de los residuos agroindustriales dependen del proceso de transformación y de la materia prima utilizada. Sin embargo, los residuos agroindustriales son materiales lignocelulósicos; es decir, los contenidos de celulosa, hemicelulosa y lignina representan sus mayores porcentajes de composición (Alonso *et al.*, 2012; Saval, 2012). A su vez, Murillo *et al.* (2010) establecen que las frutas son alimentos ricos en compuestos fenólicos, especialmente pigmentos antocianicos de demostrada actividad antioxidante; por ende, sus residuos también presentarán estos compuestos. Por otra parte, según Alzate *et al.* (2011) los residuos de cítricos, mango, banano, uva, tomate, zanahoria y remolacha presentan en su composición ingredientes bioactivos. De igual forma, los residuos del café y cítricos comparten como característica en común su alto contenido en pectinas (Serrat *et al.*, 2016).

Los altos costos de disposición de los residuos agroindustriales, que deben ser asumidos por las mismas empresas generadoras, hacen que estos se transformen en un problema no solo ambiental sino económico (Yepes *et al.*, 2008). Por eso, el aprovechamiento de este tipo de residuos se convierte en una estrategia ambiental y económicamente adecuada de manejo de subproductos o residuos agroindustriales. Al momento de seleccionar la alternativa más apropiada para el aprovechamiento y posterior tratamiento de un residuo agroindustrial específico es necesario conocer su composición, la calidad de sus componentes, la cantidad que se genera y tener en cuenta que este proceso produce un nuevo residuo más agotado que puede tener otra aplicación o convertirse en un desecho (González, 2013; Saval, 2012). Asimismo, es necesario conservar las propiedades organolépticas y moleculares de varios residuos agroindustriales, como los orgánicos, para obtener resultados deseados en el desarrollo de procesos específicos posteriores. Según Alzate *et al.* (2011) los residuos orgánicos deben ser secados o deshidratados con el fin de extraer por medios físicos el agua contenida hasta que su nivel sea adecuado para la conservación del residuo por largos periodos. Ha de tenerse en cuenta que el nivel de agua varía de acuerdo al residuo orgánico. Existen diferentes alternativas de secado: solar controlado, por aire caliente, por aspersión o deshidratación por ósmosis.

## RESIDUOS AGROINDUSTRIALES: IMPACTOS EN EL AMBIENTE |

La presencia de residuos agroindustriales genera impactos negativos y positivos en el ambiente. Todo proceso

productivo desarrollado en la agroindustria, sin importar la escala, genera residuos agroindustriales a diferentes niveles de acuerdo a sus características. Cuando estos residuos no son debidamente dispuestos o adecuadamente manejados provocan alteraciones adversas en el ambiente que son perjudiciales y afectan de modo negativo el desarrollo de los seres vivos. Sin embargo, los residuos agroindustriales bien aprovechados previenen la contaminación de diversos ecosistemas y podrían recuperar las condiciones del ambiente alteradas por las diversas actividades humanas, así que contribuirían a mejorar la calidad de aquel y evitarían afectaciones a la salud humana (Barragán *et al.*, 2008; Gómez *et al.*, 2016).

### Contaminación ambiental por residuos agroindustriales

Se entiende como contaminación el cambio en la calidad física, química, radiológica o biológica de un recurso (aire, tierra o agua) causado por el hombre o debido a actividades humanas y que es perjudicial para la existencia, fin o uso potencial del recurso (Rodríguez, 1999). La contaminación ambiental puede clasificarse por tipo, origen o naturaleza química de los contaminantes; por sus efectos o por el proceso que la causa. Este último puede demarcar el límite entre la contaminación de origen natural y la antropogénica. El origen antropogénico hace referencia a que la contaminación es resultado de las actividades humanas, como el desarrollo agroindustrial (Gómez *et al.*, 2016).

La generación de residuos agroindustriales sólidos, líquidos o gaseosos constituye focos potenciales de contaminación y riesgo para la salud (Guerrero y Valenzuela, 2011), si no son dispuestos o procesados apropiadamente. De acuerdo con Barragán *et al.* (2008) algunos de estos residuos son quemados o vertidos en rellenos sanitarios, lo que produce una gran liberación de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), contaminación de cursos de aguas, molestias por presencia de olores, proliferación de ratas, moscas y otros insectos, entre otros efectos negativos. La generación de estos residuos puede ocurrir durante los procesos relacionados con el cultivo u obtención de materia prima o en las actividades de procesamiento de esta. Si no son reciclados o dispuestos apropiadamente, tales residuos producen diversos impactos ambientales adversos, lo que genera, según Guerrero y Valenzuela (2011), contaminación principalmente en el suelo y el agua, tanto en fuentes superficiales como subterráneas. Adicionalmente, en menor proporción se ocasiona contaminación en la atmósfera por las emisiones provenientes de la operación agroindustrial que pueden incluir material particulado, óxido de azufre, óxidos nitrosos, hidrocarburos y otros compuestos orgánicos.

La agroindustria alimentaria —oleaginosas, vegetales, azúcar, carnes, pesca, lácteos, etc.— causa mayor impacto en el ambiente, entre otras, por la generación de diversos subproductos o residuos sólidos y líquidos en las diferentes etapas del procesamiento (Restrepo, 2006). Por ejemplo, en el

procesamiento de la palma de aceite (oleagínosa) se generan efluentes contaminados, como aguas y lodos residuales, y residuos sólidos—como impurezas de la fruta, cuesco y tusas vacías— en las diferentes etapas del proceso de recepción, esterilización, desfrutado, extracción y clarificación, que son en la mayoría de los casos vertidos y dispuestos en el ambiente sin ningún tratamiento previo (Benomie y Reyes, 2012). De igual forma, en la etapa de lavado desarrollada en la industria procesadora de frutas y hortalizas se producen residuos líquidos (Guerrero y Valenzuela, 2011). Asimismo, otra industria que presenta un alto potencial de generación de aguas residuales, con DBO (demanda biológica de oxígeno) de hasta 8000 mg/L, con características patógenas y principalmente presencia de sangre, huesos y vísceras, es la cárnica (Restrepo, 2006). Por su parte, la industria láctea también genera aguas residuales generalmente neutras, que contienen sustancias orgánicas disueltas como lactosa, sales minerales y suspensiones coloidales de proteínas, con una DQO (demanda química de oxígeno) entre 2000 y 4000 mg/L y una DBO entre 2000 y 3000 mg/L (Arango y Sánchez, 2009). De acuerdo con esto, los diferentes efluentes se caracterizan por presentar grandes cargas orgánicas, patógenos y alta concentración de sólidos, grasas y aceites. Todo esto puede provocar una disminución de oxígeno en la fuente receptora, muerte de especies acuáticas, producción y emisión de biogás o formación de una capa de sedimento en el fondo del cauce, donde se producirá una degradación anaerobia con la consecuente formación de gases y emisión de olores no agradables (Guerrero y Valenzuela, 2011).

Los residuos agroindustriales son de naturaleza predominantemente sólida y orgánica. Según Sánchez *et al.* (2010) estos residuos en su mayoría corresponden a biomasa lignocelulósica rica en polímeros de celulosa y hemicelulosa (entre 75 % y 80 %), registran una velocidad de degradación muy baja y adicionalmente, al no ser sometidos a un proceso de aprovechamiento, en la mayoría de los casos, presentan una disposición final deficiente, depositándose principalmente en lotes baldíos o espacios verdes sin ningún control (Mejía *et al.*, 2007). De acuerdo a lo expuesto por Saval (2012) si el residuo contiene carbohidratos, los microorganismos del suelo iniciarán su degradación y se generarán en algunos casos lixiviados que podrían infiltrarse en el subsuelo y provocar contaminación de los mantos acuíferos; si la degradación ocurre por medio de bacterias anaerobias, se podrían producir malos olores debido a gases como el ácido sulfhídrico ( $H_2S$ ) y el metano ( $CH_4$ ).

La industria de la caña de azúcar y sus derivados, además de generar vertimientos de residuos materiales y energéticos, participa en la emisión de residuos a la atmósfera producto de la combustión del bagazo de caña (5,5 kg de cenizas volátiles por tonelada de caña procesada, aproximadamente), los combustibles empleados en el proceso y los vapores de fermentación y de las unidades de sulfitación (para el refinado del azúcar) (González *et al.*, 2012; Restrepo, 2006), lo que aumenta la contaminación atmosférica. Con base en lo expuesto previamente, los residuos y subproductos

de la agroindustria, al disponerse sin tratamiento previo o sin ningún control, alteran las condiciones del ambiente y provocan un desequilibrio natural que afecta la sostenibilidad ambiental y la calidad de vida de quienes habitan la zona.

### Residuos agroindustriales en la protección del ambiente

Los residuos agroindustriales presentan una alta posibilidad de ser aprovechados generando beneficios para el ambiente y la sociedad, al reciclarse y utilizarse para prevenir la contaminación o recuperar ecosistemas alterados. La diversidad de residuos agroindustriales puede ser utilizada principalmente como alternativa para la producción de *compost* (Hernández *et al.*, 2016) y bioenergéticos (Muñoz *et al.*, 2013). Sin embargo, en un nivel menor está el aprovechamiento de estos en la producción de alimentos para animales (Saval, 2012) y fabricación de ladrillos o bloques (Mattey *et al.*, 2015) u otros productos de interés con un valor agregado.

La producción de *compost* puede reducir o incluso eliminar el uso de fertilizantes químicos puesto que tiene la capacidad de mejorar las condiciones fisicoquímicas del suelo aumentando su fertilidad actual (Rosas *et al.*, 2016). Además, puede prevenir la eutrofización en diferentes fuentes hídricas por la escorrentía de fertilizantes utilizados en diversos cultivos. Por otra parte, la producción de bioenergéticos como los biocombustibles (bioetanol, biodiésel, biogás) contribuye, según Muñoz *et al.* (2013), a la reducción del uso de los combustibles fósiles, la lucha contra el cambio climático a través de tecnologías libres de emisiones de dióxido de carbono ( $CO_2$ ), la disminución de emisiones de gases de efecto invernadero y el incremento de la competitividad de la economía. En este sentido, es posible expresar que los residuos agroindustriales previenen la contaminación al no ser dispuestos directamente en el ambiente y convertirse en productos que al ser utilizados son menos contaminantes, permiten conservar los recursos naturales no renovables y renovables, contribuyen con la economía nacional y de esta manera promueven un desarrollo sostenible.

Los residuos agroindustriales son utilizados como una solución a problemáticas ambientales como la contaminación del suelo y de fuentes hídricas por el vertimiento de hidrocarburos y efluentes textiles contaminados con metales pesados, compuestos que son comúnmente difíciles de degradar. Existen residuos agroindustriales, como la cascarilla de arroz, que pueden facilitar la eliminación de los colorantes presentes en el agua—debido a su estructura aromática, estos se caracterizan por su difícil y lenta degradación, lo que genera su acumulación y los convierte en fuentes de contaminación— (Moreno *et al.*, 2011). Según Álvarez *et al.* (2011), la remoción de colorantes mediante la adsorción utilizando estos residuos se perfila como una alternativa de tratamiento innovadora, eficiente y de bajo costo, que además impacta favorablemente al ambiente al emplear materiales de amplia disponibilidad y usualmente poco aprovechados. En general, gracias a las características adsorbentes que presentan algunos

residuos agroindustriales es posible recuperar los ambientes afectados por el desarrollo de actividades como las expuestas previamente.

## RESIDUOS AGROINDUSTRIALES COMO BIO-ENERGÉTICOS |

La bioenergía se define como la manera de generar energía a partir de biomasa: materia viva o derivada de seres vivos (González, 2009). Según Soto (2012), es generada por los biocombustibles. Algunos residuos agroindustriales presentan un gran potencial para producir bioenergía a partir de biocombustibles como la biomasa energética, el bioetanol, el biodiésel, entre otros, e incluyen un rango amplio de productos que a su vez se han dividido en diferentes tipos de combustible. Los sólidos (leña, residuos agrícolas y pecuarios y residuos municipales) se gasifican para producir calor y electricidad. Los líquidos, que utilizan cultivos energéticos (caña de azúcar, oleaginosas, higuera, palma de aceite y coco), sirven para producir etanol y biodiésel (González, 2009). En este sentido, los biocombustibles (bioenergéticos) son combustibles renovables producidos directa o indirectamente a partir de biomasa, es decir, materiales no fósiles de origen biológico, como la leña, el abono animal, el carbón vegetal, el biogás, el biohidrógeno, el bioalcohol, la biomasa microbiana, los desechos agrícolas y forestales y sus subproductos, los cultivos energéticos y otros (FAO, 2013; Soto, 2012). Los biocombustibles se agrupan en tres categorías: combustibles de madera, agrocombustibles y subproductos de origen municipal. Sin embargo, existen otras clasificaciones (González, 2009). En general los biocombustibles son considerados como una estrategia energética más sustentable que la quema de combustibles fósiles, que genera emisiones de gases de efecto invernadero y contribuye al cambio climático (Valdés y Palacios, 2016.).

### Bioetanol

El bioetanol es un producto químico obtenido a partir de la fermentación de azúcares presentes en granos y plantas vegetales tales como cereales y caña de azúcar. Dichos azúcares están combinados en forma de sacarosa, almidón, hemicelulosa y celulosa (Montiel, 2010). Como alternativa ambiental se presenta la utilización de residuos agroindustriales lignocelulósicos para la producción de bioetanol empleando en su mayoría procesos biológicos.

La producción de bioetanol a partir de residuos agroindustriales lignocelulósicos presenta cuatro etapas: 1) pretratamiento (mecánico, térmico, fisicoquímico, químico o biológico), 2) hidrólisis enzimática, 3) detoxificación mediante métodos biológicos o fisicoquímicos y 4) fermentación principalmente de hexosas y pentosas. De esta última etapa se obtienen como productos finales un alcohol en forma de etanol, dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) en forma de gas y moléculas de ATP (adenosín trifosfato) que consumen los microorganismos en su metabolismo celular energético anaeróbico (Sánchez et al., 2010). El bioetanol de primera generación es el

producido a partir de cultivos tales como caña de azúcar, maíz, cebada, trigo, centeno, sorgo y papa (Montiel, 2010). Mientras tanto, el bioetanol de segunda generación se produce a partir de residuos sólidos de origen agroindustrial con bajo contenido de pentosa, como el producido por autohidrólisis. Este último proceso implica las siguientes tres etapas: 1) pretratamiento de LCM (material lignocelulósico: celulosa, hemicelulosa y lignina) para la mejora de la susceptibilidad de las enzimas, 2) hidrólisis enzimática de la celulosa en glucosa y 3) conversión biológica de la glucosa en etanol (Alonso et al., 2011).

Vega (2010) evaluó la hidrólisis del bagazo de caña de maíz y aserrín de laurel para la obtención de azúcares fermentables usando las enzimas celulasa producidas por los hongos celulolíticos *Trichoderma atroviride*, *Aspergillus sp.*, *Penicillium sp.* y *Fusarium sp.* Se desarrolló la producción de bioetanol empleando dos técnicas de fermentación, una por sacarificación y fermentación simultánea y otra por fermentación discontinua empleando *Saccharomyces cerevisiae*.

Capdevila et al. (2015) desarrollaron un modelo de simulación del proceso de fermentación/separación del bioetanol a partir de cascarilla de arroz pretratada e hidrolizada aplicando el simulador Aspen Hysys. Para este modelo establecieron variables de relación de la biomasa—agua (1:2,89), caudal de biomasa (50 t/h) y temperatura de entrada al separador (30 °C)— que conducen a maximizar el rendimiento del biocombustible hasta obtener una producción de bioetanol de 8,81 t/h con una pureza del 65,51 % p/p. En concordancia con los resultados anteriores Dagnino et al. (2014) utilizaron con el mismo fin la cascarilla de arroz y el aserrín de algarrobo sometidos a un proceso de pretratamiento ácido seguido de hidrólisis enzimática y fermentación. Se evaluó la conveniencia de la primera etapa. Después del pretratamiento, la cascarilla de arroz y el aserrín de algarrobo presentaron respectivamente un 52,8 % y un 51,2 % de glucanos, que luego de la hidrólisis enzimática, a las 72 h, se convirtieron en 22 % y 41,5 % respectivamente. Solo se obtuvo de material original un 19,7 % de cascarilla de arroz y un 9,6 %, de aserrín de algarrobo. Se concluyó que los rendimientos de la fermentación de los hidrolizados fueron aproximadamente del 100 % en todos los casos.

### Biodiésel

El biodiesel es el producto de la transesterificación que se da a partir de la reacción química entre los ácidos grasos provenientes de una gran variedad de cultivos oleaginosos, así como de grasas animales y de aceites y grasas recicladas. Sin embargo, se obtiene principalmente de alcoholes como el metanol o el etanol y aceites vegetales (Montiel, 2010).

Existen residuos agroindustriales de los cuales es posible obtener grasas y aceites vegetales. Por ejemplo, las semillas de zapote mamey (*Pouteria sapota*), un subproducto de plantas procesadoras de frutas. En la investigación de Laiz et

al. (2009) se sintetizó biodiésel por transesterificación alcalina del aceite extraído de la “almendra” del zapote mamey. Dichas almendras tuvieron en promedio un contenido de aceite de 37,5 %, mejor en relación con la cantidad promedio de aceite de la mayoría de semillas oleaginosas, lo que hace de este residuo un material potencialmente rentable para la obtención de biocombustibles como el biodiésel. Por otra parte, García (2008) afirma que los compuestos lignocelulósicos tienen alto contenido de material fermentable, pero que el acceso a los componentes fermentables (pectina, hemicelulosa y celulosa) por hongos o enzimas constituye la principal limitante de la tecnología de fermentación, y por consiguiente, de la producción de biodiésel. García evaluó tres métodos de pretratamiento del bagazo de remolacha, tanto fresco como deshidratado, con el fin de incrementar la disponibilidad de los compuestos fermentables. Los tratamientos consistieron en el empleo de cal apagada, amoníaco y sacarificación con fermentación simultánea utilizando el hongo *Umbelopsis isabellina* para obtener lípidos. El tratamiento que reportó los mejores resultados fue el de sacarificación con fermentación simultánea, que obtuvo 6 % de lípidos por gramo de materia seca inicial. Es preciso destacar que estos lípidos deben ser posteriormente extraídos y transesterificados para obtener biodiésel.

El bagacillo de caña, el polvillo de fique y el afrecho de yuca, residuos agroindustriales típicos del departamento de Cauca, se caracterizan por ser biomasa lignocelulósica y al mismo tiempo residuos agroindustriales, por lo cual han sido de gran interés para la producción de biodiésel y otros biocombustibles. Muñoz et al. (2014) evaluaron el aprovechamiento como biocombustible térmico y biorefinería de dichos residuos y sus mezclas a partir de la determinación de sus propiedades térmicas, físicoquímicas y morfológicas. Se realizaron ensayos exploratorios de pretratamientos y posibles usos, y se concluyó que el polvillo de fique sin mezclarse y la mezcla a partes iguales de bagacillo de caña, polvillo de fique y afrecho de yuca son aptas para la producción de biodiésel.

### Biogás

El biogás es el producto gaseoso que se obtiene de la descomposición de la materia orgánica mediante acción bacteriana o de su combustión en condiciones anaeróbicas. Es considerado como un subproducto del compostaje y la pirólisis. Está compuesto principalmente por metano (50 %-60 %), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y trazas de hidrógeno y nitrógeno (Yepes et al., 2008). De los residuos agroindustriales —principalmente de las frutas (cáscara o pulpa) y de otros como los tallos y hojas de maíz o trigo— es posible obtener biogás para lámparas, estufas, calentadores, motores a gas, etc. De igual forma, el biogás puede ser utilizado para producción de energía eléctrica o térmica y como biocarburante (Valdés y Palacios, 2016; Yepes et al., 2008). Sin embargo, en algunos casos para la producción de biogás, es necesario mezclar la materia prima de los residuos agroindustriales con otros residuos no necesariamente resultado del mismo agroproceso. Por ejemplo, Ramírez E (2012) evaluó la obtención de biogás a

partir de una mezcla de estiércol de ganado vacuno y residuos agroindustriales (torta de piñón, cascarilla de arroz y rumen de ganado). Se trabajaron diferentes combinaciones de mezclas de peso (%) y sustrato: cosustrato y diluciones con agua. Con la mezcla estiércol-torta de piñón (50:50) se obtuvo la mayor producción de biogás, pero con un contenido de metano del 5,5 %. La mezcla estiércol-torta de piñón (20:80) produjo 1248 mL de biogás/kg con un biogás de baja calidad como resultado, inútil para la combustión o producción de energía. Con la mezcla estiércol-cascarilla de arroz (50:50), se obtuvo una producción de 2735 mL de biogás/kg con un contenido de metano de 48,9 %. La mezcla estiércol-rumen de ganado vacuno (50:50) produjo 1128 mL de biogás/kg con un 47,2 % de metano. A partir de esto, se determinó que los residuos agroindustriales que presentaron un mayor potencial de combustión o producción de energía fueron la cascarilla de arroz y el rumen de ganado vacuno.

### Biomasa energética. Potencial energético de los residuos agroindustriales

Parte de los residuos de la agroindustria representa una biomasa con potencial energético que puede ser utilizada como biocombustible. En diferentes partes del mundo ya se ha presentado el aprovechamiento térmico de la biomasa. Por ejemplo, en Europa las aplicaciones térmicas con producción de calor y agua caliente son las más comunes en el sector de la biomasa (Muñoz et al., 2014). En Colombia el potencial utilizable de biomasa se estima en 450 PJ/año, con valores de poder calorífico inferior de 18 743,12 kJ/kg para tallos de café y 7531,2 kJ/kg para raquis de banano. Es preciso tener en cuenta que el poder calorífico es la cantidad de calor liberado durante la combustión por unidad de masa, a presión constante y a 25 °C (Muñoz et al., 2013, 2014).

Los cultivos de maíz, caña de azúcar o palma de aceite usualmente son conocidos como cultivos bioenergéticos porque de sus residuos de cosecha o procesamiento es posible obtener biocombustibles. Sin embargo, existen más cultivos de este tipo, como la soya, la jatropha y el ricino (Valdés y Palacios, 2016). En México, Debernardi et al. (2016) determinaron la energía disponible a partir de biomasa de residuos de caña de azúcar (*Saccharum spp.*). Muestrearon 25 ingenios azucareros y establecieron que para la cosecha 2013-2014 se molieron 52 246 508 t de caña y que la biomasa aprovechable energéticamente provenía del bagazo y las puntas de tallo. Se determinó que el PCI (poder calorífico inferior o neto) promedio obtenido por tonelada de caña molida representó un total de 57 277 234,6 TJ de energía disponible, equivalentes a 9 870 441,8 barriles de petróleo, de los cuales 6 698 332,1 son utilizados como fuente de energía en las calderas de los propios ingenios del país.

Asimismo, Muñoz et al. (2013) establecieron el potencial energético de tres tipos de biomasa residual agroindustrial presentes en el departamento de Cauca —el bagacillo de caña, el polvillo de fique y el afrecho de yuca— y de mezclas en diferentes proporciones de esos mismo residuos. Como

resultado obtuvieron que el poder calorífico de tales residuos se mantuvo homogéneo en un valor promedio de 15 623,35 kJ/kg y que el bagacillo de caña fue el que aportó mayor cantidad de energía. Según Ponce *et al.* (2009) Colombia es el quinto país productor de aceite de palma en el mundo y las plantas de beneficio de este se caracterizan por presentar cantidades considerables de subproductos de alto valor energético, como racimos vacíos, fibras, cuescos y efluentes líquidos con alto contenido de componentes orgánicos, todo lo cual es potencialmente aprovechable. Esto se reflejó en los resultados obtenidos en su investigación, en la que determinaron el potencial de cogeneración de energía eléctrica de tres plantas de beneficio localizadas en dos importantes regiones productoras de aceite de palma en Colombia. Se concluyó que la biomasa disponible en esas plantas no solo garantiza la demanda de energía del proceso, sino que permite generar excedentes de electricidad.

### Otros biocombustibles

Además de los biocombustibles anteriormente mencionados existe una gran variedad que no tiene un impacto significativo en el mercado de los biocombustibles. Un ejemplo se halla en la investigación realizada por Aristizábal (2015), que diseñó y analizó el proceso para obtener etanol y combustible para avión o bioaditivos para combustible, a través de una plataforma de furfural, a partir de biomasa lignocelulósica compuesta de cascarilla de arroz, bagazo de caña y zoca de café. Los procedimientos experimentales aplicados en tales residuos obtuvieron resultados en la producción de etanol, compuestos furanos y derivados. Los respectivos residuos pasaron por tres etapas —secado y tamaño de partícula, hidrólisis ácida e hidrólisis enzimática— con el fin de alterar su estructura y obtener azúcares (xilosa y glucosa) como plataforma para transformarlos en los productos de interés.

## RESIDUOS AGROINDUSTRIALES EN EL PROCESO DE COMPOSTAJE

El suelo es uno de los recursos abióticos importantes para la vida y cumple un papel funcional en el desarrollo económico de un determinado país o región. Es un cuerpo natural compuesto de capas (horizontes del suelo) de minerales meteorizados, materia orgánica, aire y agua. Asimismo, es un componente esencial de la Tierra y sus ecosistemas y producto final de la influencia combinada del tiempo, el clima, la topografía, los organismos (flora, fauna y ser humano) y los materiales parentales (rocas y minerales originarios) (FAO, 2017). Existen diversas técnicas que permiten mejorar las condiciones físicas y químicas del suelo y su capacidad productiva. Entre estas se encuentran la aplicación de *compost* (humus) producido mediante el compostaje de residuos agrícolas y agroindustriales y el uso de estos residuos directamente. Según Varnero *et al.* (2011) el compostaje permite la recuperación de residuos orgánicos heterogéneos mediante un bioproceso aeróbico que los convierte en *compost*. Este es un producto homogéneo de gran calidad, que al aplicarse al suelo incrementa la población microbiana

existente y su actividad, además de los contenidos minerales y la capacidad de intercambio catiónico, todo lo cual aumenta la fertilidad de aquel. Hay que mencionar además que el *compost* es importante porque supone una solución a la demanda de materia orgánica, los desequilibrios nutricionales de los suelos y los costos de fertilizantes y calidad ambiental que tienen que asumir los diferentes productores agrícolas con el fin de mejorar sus producciones. Adicionalmente, el *compost* renueva los ciclos ecológicos a la vez que evita que los residuos agroindustriales orgánicos terminen en los vertederos (Navia *et al.*, 2013).

A partir de la descomposición térmica de la cascarilla de arroz, Prada y Cortés (2010) capturaron, a través de soluciones alcalinas acuosas de hidróxido de potasio (KOH) e hidróxido de sodio (NaOH), los gases de combustión de este residuo para transformarlos en carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ), conocido como *caliza*, una sustancia útil en labores agrícolas. Adicionalmente determinaron que las cenizas generadas por este proceso, debido a su composición química, pueden ser de gran utilidad en actividades agrícolas, especialmente como fuente de fósforo, magnesio y azufre, al presentar componentes como óxido de magnesio (MgO), óxido de fósforo ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) y sulfato ( $\text{SO}_4$ -2). El nitrógeno, por su parte, es uno de los macronutrientes esenciales para el suelo, influye en su fertilidad y es fijado por bacterias nitrificantes presentes en este. Pues bien, el *compost* obtenido a partir de residuos agroindustriales presenta este tipo de microorganismos, que son de mucha utilidad para el suelo. En la investigación adelantada por Montenegro *et al.* (2015) fue evaluada la presencia de bacterias fijadoras de nitrógeno (diazotróficas) mediante la presencia del gen *nifH*, característico exclusivamente de este tipo de bacterias, en tres mezclas de residuos con proporciones diferentes de *compost* de cachaza, arena y carbonilla, y con proporciones iguales de cascarilla de arroz y bagazo de caña. Se sugirió finalmente que los contenidos de materia orgánica son relevantes para la presencia de estas bacterias y como potencial estimulante de fijación biológica de nitrógeno.

Los residuos como la cachaza y el bagazo de la agroindustria de caña de azúcar son usualmente utilizados para la elaboración de abonos orgánicos, y por eso se prestan para diferentes estudios. Por ejemplo, Palma *et al.* (2016) evaluaron la calidad nutricional de diferentes tipos de vermicompostas de esta naturaleza mezcladas con fuentes de estiércol (de gallina, caballo, vaca y borrego) y sometidas a compostaje por tres meses con lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*). Se evidenció que los mejores tratamientos fueron los adicionados con estiércol de borrego y vaca. Por una parte, el estiércol de borrego se acercó más a un pH neutro, así que ofreció una mejor calidad de vermicomposta, al registrar el valor más alto de potasio intercambiable, AH (ácidos húmicos) y AF (ácidos fúlvicos). Por otra parte, el tratamiento con estiércol de vaca, presentó la mejor relación AH/AF, una tendencia a la acumulación del carbono orgánico en la vermicomposta y por lo tanto baja mineralización de esta.

Por otra parte, el suero de leche es un residuo agroindustrial proveniente de la industria láctea que puede ser utilizado para la elaboración de *compost*. La investigación adelantada por Gordon (2013) sobre la elaboración de abono orgánico a partir de suero de leche y otros componentes (agua, estiércol, melaza, alfalfa, ceniza, humus y lactofermento) en diferentes concentraciones establecidas en 9 tratamientos, obtuvo los mejores resultados de composición del abono en el tratamiento donde la concentración de suero de leche fue mayor. El abono orgánico presentó 839,6 ppm de N, 226,44 ppm de P, 5833,1 ppm de K, 1436,26 ppm de S, 3165,3 ppm de Ca, 3,12 ppm de Mg, 10,66 ppm de Zn, 1,95 ppm de Cu, 3660,97 ppm de Fe y un pH de 5,49.

La agroindustria del café también aporta una materia prima muy importante para la elaboración de *compost*: la pulpa del café posee una importante carga de nutrientes reutilizables en el proceso de compostaje, puede ser aplicada como abono orgánico (Hernández *et al.*, 2016) y también ha sido mezclada con otros componentes para obtener *compost*. Escobar *et al.* (2012) prepararon tres tipos de abonos orgánicos con pulpa de café, banano, bovinaza y gallinaza en diferentes concentraciones. Todas las mezclas contenían pulpa de café; sin embargo, no todas presentaban los demás componentes. Como resultado se obtuvo que el abono orgánico elaborado con mezclas que presentaban gallinaza tuvo mejores valores de calidad, abundancia y diversidad biológica. Todos los abonos orgánicos presentaron valores altos, lo que muestra la importancia de hacer mezclas a partir de sustratos simples para optimizar el uso de residuos agroindustriales orgánicos y obtener mejores resultados.

El nejayote es otro subproducto o residuo agroindustrial principalmente de interés para el mejoramiento de suelos ácidos, gracias a su naturaleza alcalina, puesto que este tipo de suelos requiere de la aplicación de correctores de pH como la cal. El alto contenido de calcio favorece el incremento del valor de pH del suelo y así aumenta su fertilidad y su productividad (Rosas *et al.*, 2016). Este subproducto hace referencia al agua residual del proceso de nixtamalización del maíz (DGCS, 2013) y contiene residuos de este cereal, lo que lo hace rico en materia orgánica en suspensión. Igualmente, está constituido por pericarpio, endospermo, pequeñas porciones de germen y hemicelulosas, residuos de cal suspendida que fueron usados en la cocción, entre otros (Rosas *et al.*, 2016).

Por otra parte, en la obtención de aceite de higuera se genera como subproducto la cascarilla del fruto, que puede ser fermentada con hongos filamentosos, como el *Aspergillus niger*, para obtener un sustrato con alto contenido de nutrientes. Este puede ser utilizado como abono orgánico (Aguilar *et al.*, 2013) para reducir o evitar el uso de fertilizantes en el suelo. De igual forma, es posible a través de la fermentación en estado sólido, con el empleo de los hongos basidiomicetos de pudrición blanca, biotransformar subproductos agrícolas lignocelulósicos como el abono orgánico. Un ejemplo de esto es la biotransformación de la pulpa de café con el empleo de setas comestibles *Pleurotus*

*spp*, en la cual se obtiene un sustrato remante (pleurotina de la pulpa de café), generado en el bioproceso de obtención de los cuerpos fructíferos, que puede ser aprovechado como abono orgánico y utilizado como fertilizante (Bermúdez *et al.*, 2014) de modo que permite obviar el uso de agroquímicos en los diferentes cultivos.

Finalmente, otro caso exitoso en el cual se utilizaron los residuos agroindustriales en el mejoramiento de la calidad del suelo fue el desarrollado por Pino *et al.* (2012), quienes caracterizaron y evaluaron los biosólidos (lodos) producidos en un reactor piloto alimentado con residuos agroindustriales. La caracterización química de los lodos se hizo a través de la medición de pH, materia seca y contenidos totales de C, N, P, K, Na, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn y Zn. El estudio también evaluó la descomposición y liberación de los nutrientes presentes en los lodos agregando distintas dosis de lodo a dos suelos de diferente textura, equivalentes a 80 y 160 kg ha<sup>-1</sup> de N. Se determinaron la respiración del suelo y la liberación de nutrientes durante 115 días. Entre los resultados más importantes figura que el nitrógeno del lodo se mineralizó rápidamente, hasta llegar a niveles de N mineral similares a los de los suelos fertilizados. El agregado de lodo promovió la actividad microbiana del suelo e incrementó el contenido de fósforo (P) disponible, N mineral, calcio (Ca) y magnesio (Mg) intercambiables. Se concluyó, entonces, que los biosólidos fueron beneficiosos para la fertilidad del suelo.

## RESIDUOS AGROINDUSTRIALES EN LA PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS PARA ANIMALES |

El aumento del precio de la materia prima, ya sea los cereales u otros componentes necesarios para la elaboración de concentrados o cualquier otro tipo de alimento para animales, crea la necesidad de buscar alternativas más económicas y que permitan obtener un producto con un valor nutricional óptimo. Varios de los residuos agroindustriales presentan una composición química y física que permite utilizarlos para este fin con resultados satisfactorios. Algunos han sido utilizados en la producción de alimentos para ruminantes, cerdos, aves y otras especies (Saval, 2012).

Cuba es uno de los países donde se han utilizado los residuos agroindustriales para la alimentación de animales como el ganado vacuno, el porcino y otras especies. Con relación a esto, según el Instituto de Investigación Porcina y la FAO (1994) en la isla se han utilizado algunos subproductos agrícolas en la alimentación de los cerdos, como follaje del boniato, foliares del plátano y residuos de frutas cítricas. Por ejemplo, el follaje del boniato o batata se caracteriza por ser principalmente una fuente de proteína y vitaminas que ha sido usado para reemplazar un 10 % de los piensos comerciales consumidos por cerdos destetados (6 a 12 kg) con resultados satisfactorios. Por otra parte, Martín (2009) reportó que subproductos como la caña de demolición, residuos de cosecha, melazas, bagazo, mostos, fondajes, cabecilla, salvado, pastas proteicas, residuos de cervecera y residuos de hortalizas han sido

utilizados para la alimentación animal. De igual forma, este autor relaciona alimentos producidos a partir de las melazas y la destilación asociada a su fermentación. La alta concentración de azúcares de las melazas ha posibilitado su uso como fuente de energía para el consumo directo de rumiantes y monogástricos. Sin embargo, su principal limitante es el bajo contenido de nitrógeno, lo que ha tenido como expresión práctica la fabricación de levadura torula y melazas enriquecidas, que han sido utilizadas en la alimentación de diferentes especies.

Según Yepes *et al.* (2008) los residuos agroindustriales con alto valor de FDT o FDS (fibra dietaria total o soluble) pueden utilizarse en la producción de sustancias alimenticias para consumo animal. Por ejemplo, los residuos de maracuyá tiene un valor de FDT de 66,9 %, y los residuos de limón y naranja presentan un valor de FDS de 33 % y 35 % respectivamente. Además, estos residuos también pueden ser utilizados para la producción de sustancias alimenticias humanas. Los flavonoides, por ejemplo, sirven como suplemento alimenticio para animales y humanos. En México utilizaron el bagazo de *Agave tequilana* W. var. Azu en raciones alimenticias para rumiantes. A este residuo le evaluaron sus características físicas, que dependen de los procesos de cocción y molienda efectuados en la fábrica de tequila de la cual provenga, y su composición química, que hace evidente la proporción mayoritaria de las fibras lignocelulósicas expresadas en un 77 % en materia seca (celulosa, hemicelulosa y lignina). Lo anterior confirma que el bagazo de agave tiene potencial para ser utilizado como parte fibrosa de porciones alimenticias de rumiantes. No obstante, presenta un inconveniente referente a la baja digestibilidad por su alto contenido de lignina, que puede disminuirse mediante un tratamiento con hidróxido de calcio para hacer del bagazo un suplemento óptimo (Alonso *et al.*, 2012).

Por otra parte, existe el aprovechamiento de residuos agroindustriales para la producción de AF (alimentos funcionales) a través de la nutrición animal (Alzate *et al.*, 2011). La inclusión de ciertos componentes de los residuos agroindustriales en la producción de alimentos para animales aumenta la calidad de estos, mejorando el producto obtenido de animales como las aves y el estado de salud de la especie. Cabe resaltar que los AF son alimentos procesados con ingredientes que desempeñan una función específica en la fisiología del organismo, más allá de su contenido nutricional (Fuentes *et al.*, 2015). Alzate *et al.* (2011) registran el uso de residuos vegetales con alto contenido de carotenoides (compuestos bioactivos), provenientes de industrias agroalimentarias y centrales de abasto, como materia prima para elaborar premezclas que reemplazan el uso de colorantes artificiales, por ejemplo, en los concentrados para alimentar gallinas ponedoras. Se hace así porque carotenoides como la luteína y la zeaxantina son responsables del color de la yema del huevo (producto avícola), además de tener un importante efecto antioxidante. Así, la dieta suministrada produce sustancias bioactivas en el huevo y mejora la salud del animal, lo que contribuye a su vez a una alimentación

humana saludable, e incluso a la prevención de enfermedades crónicas en los seres humanos que los consumen.

Otro caso similar al anterior es el desarrollado por González (2013), quien evaluó el potencial de residuos agroindustriales como la lechuga, el tomate de aliño, la naranja, el repollo, el pimentón, el tomate de árbol, la auyama, el maracuyá, la papayuela y la zanahoria, provenientes de la Central Mayorista de Antioquia, como fuentes de ingredientes funcionales. Los residuos se caracterizaron evaluando su composición nutricional, el contenido total de compuestos bioactivos (carotenoides, fenoles) y la capacidad antioxidante mediante el método Orac. Como resultado se obtuvo que los residuos escogidos en la formulación de la premezcla para la elaboración de concentrados para gallinas ponedoras fueron en orden: pimentón, zanahoria, tomate de aliño, repollo y lechuga, por presentar los mayores contenidos en carotenoides totales y mayor volumen de generación. Igualmente, el pimentón fue el residuo que presentó mejores valores en el contenido de carotenos, fenoles totales y capacidad antioxidante, lo cual permite inferir que su uso en la premezcla hará que esta tenga gran capacidad para pigmentar los huevos de las gallinas y conferirles además propiedades funcionales.

## RESIDUOS AGROINDUSTRIALES EN LA ELABORACIÓN DE OTROS PRODUCTOS DE INTERÉS |

El aprovechamiento de residuos agroindustriales permite la obtención de materia prima para ser utilizada en diferentes procesos o en la elaboración de productos con un valor agregado, amigables con el ambiente y similares a los productos obtenidos con materias primas comerciales. En apartados anteriores se ha documentado el uso de residuos agroindustriales como bioenergéticos, abono orgánico o *compost* y alimentos para animales. No obstante, esos pueden ser utilizados en la elaboración de otros productos, como los descritos a continuación.

En la molienda del arroz se obtiene como uno de sus residuos o subproductos su cascarilla, que puede ser utilizada como combustible en el secado de este cereal y genera como subproducto de la combustión la ceniza de CCA (cascarilla de arroz). Este último subproducto presenta porcentajes de sílice amorfa que pueden ser utilizados para la fabricación de bloques en concreto no estructurales y ladrillos de mampostería. Matthey *et al.* (2015) incorporaron la CCA en mezclas de concreto con el fin de estudiar su efecto como puzolana en la sustitución parcial de cemento Portland tipo I y como agregado fino en la fabricación de bloques no estructurales y bloques macizos. Se obtuvo que la utilización de la CCA permite el reemplazo de hasta un 20 % del agregado fino, con lo cual se logran inclusive valores de resistencia superiores a la mezcla patrón. De igual forma, Matthey *et al.* (2013) estudiaron la influencia del mezclado en dos etapas sobre la resistencia a la compresión de ladrillos de concreto elaborados con CCA. Obtuvieron que la adición del 20 % de CCA actuando como *filler* y puzolana es la composición óptima para el uso de este residuo agroindustrial en la fabricación de bloques.

La mayoría de los residuos agroindustriales son de naturaleza lignocelulósica, lo que posibilita la extracción de polímeros utilizables como materia prima en diferentes procesos. Vargas et al. (2013) caracterizaron la cascarilla de arroz mediante procedimientos de las normas de la ASTM (American Society for Testing Materials) y obtuvieron que los componentes orgánicos de mayor interés son la lignina (6,27%) y la celulosa (19,736%), cuyos porcentajes son significativos y similares a los de otros materiales lignocelulósicos utilizados en la formación de poliuretanos. Otro residuo agroindustrial aprovechado para este fin, según López et al. (2016), es el bagazo de caña (*Saccharum spp.*), del que se puede obtener celulosa mediante un tratamiento químico de hidrólisis ácida (sulfúrica). Como resultado se alcanzó 48% de rendimiento y se estableció finalmente que las características de la fibra celulosa le permitirán actuar como refuerzo en materiales compuestos, además de representar una fuente promisoría en la producción de biomateriales y papel. Adicionalmente, el bagazo de caña es la mayor fuente de fibra para la industria de pulpa y papel en México: en la mayoría de los grados de papel —de escritura, toallas e higiénico, recubierto y muchos otros— se emplean las pulpas de bagazo. Sin embargo, su rendimiento, calidad y propiedades se ven afectadas si el almacenamiento y manejo de las fibras no son los apropiados (Aguilar, 2011).

Por otra parte, la cepa *Trichoderma sp.* es muy utilizada en la obtención de bioetanol. La producción de hongos de este género es fundamental puesto que participan en la generación de biocombustibles. Ramírez S (2012) realizó un estudio experimental comparativo de aprovechamiento de la cascarilla de arroz y residuos de papa para la producción del hongo *Trichoderma spp.*, cultivándolo mediante fermentación sólida y utilizando estos residuos como sustratos bajo condiciones controladas de temperatura. En consecuencia, obtuvo un crecimiento significativo del respectivo hongo debido a que los residuos utilizados suplen la demanda de nutrientes requerida por los microorganismos.

Otro producto elaborado a partir de residuos agroindustriales es el pan integral. Ricce et al. (2013) mostraron el efecto de la sustitución parcial de harina de trigo por polvos de peladilla de espárrago, brácteas de alcachofa y salvado de trigo sobre las características sensoriales del pan integral. Elaboraron diferentes tratamientos que contenían sustitutos de los ingredientes ricos en fibra, solos o en mezcla, y evaluaron posteriormente la percepción de los consumidores para finalmente obtener como mezcla óptima: harina de peladilla de espárrago 4,5%; harina de brácteas de alcachofa, 0,75%, y salvado de trigo, 9,75%.

Cabe destacar que se han utilizado fibras extraídas de los residuos de la agroindustria platanera para reforzar composites como alternativa ante uno de los retos que experimenta el sector del transporte masivo: la reducción del consumo energético a través del uso de materiales de bajo peso en diferentes partes de los vehículos. Sin embargo, esta alternativa puede experimentar desventajas desde el punto

de vista del comportamiento frente al fuego y el desempeño mecánico (Salazar et al., 2007).

La mezcla de algunos residuos agroindustriales con diferentes tipos de plásticos ha permitido la elaboración de aglomerados utilizados posteriormente para la fabricación de estibas, postes, muebles entre otros productos de interés. Así por ejemplo, Baller y Ríos (2016) evaluaron el uso de cascarilla de arroz, polietileno y polipropileno de alta densidad en la producción de postes para cercamiento de sectores agropecuarios. Desarrollaron veinticuatro probetas mediante el proceso de extrusión, a diferentes condiciones de trabajo en cuanto a la composición de las materias primas, la temperatura y la velocidad de la máquina extrusora. A las respectivas probetas les hicieron pruebas de compresión basadas en la norma ASTM D-695, escogieron las tres mejores probetas e hicieron pruebas de tracción mediante la norma ASTM D-638, prueba de resistencia a agentes químicos y prueba de densidad relativa. Obtuvieron que las mejores condiciones de operación para la elaboración del producto se presentaron trabajando con una proporción del 30% de cascarilla de arroz, una velocidad de 45 rpm y una temperatura de 280 °C. Bajo esas condiciones fue posible conseguir un producto de alta resistencia a agentes químicos para ser usado en diferentes ambientes y capaz de exponerse a la intemperie sin verse afectado por el medio.

## RESIDUOS AGROINDUSTRIALES EN LA RECUPERACIÓN DE MEDIOS ABIÓTICOS CONTAMINADOS |

El desarrollo de actividades económicas produce una serie de impactos negativos en el ambiente, que alteran principalmente al medio abiótico (agua, suelo, aire, paisaje) y afectan de modo indirecto la vida. La disposición final sin previo tratamiento de los residuos sólidos, líquidos o gaseosos generados en diferentes procesos productivos es una de las causas de la contaminación ambiental. Los residuos agroindustriales dispuestos inapropiadamente hacen parte de la problemática; pero también han sido útiles para la remoción de contaminantes y la recuperación de los ambientes afectados, lo que los ha vuelto un tema de gran interés para diferentes autores. Cabe destacar que aunque se recupere, restaure o repare el medio contaminado, este no volverá a contar con las condiciones que presentaba antes de haber sido intervenido.

Las fuentes hídricas contaminadas con efluentes textiles pueden ser tratadas con algunos residuos agroindustriales con capacidad de adsorción. Moreno et al. (2011) realizaron una investigación mediante diseño estadístico de experimentos para encontrar las condiciones que permitieran una remoción eficiente del colorante azul de metileno con cascarilla de arroz. Como resultado obtuvieron una remoción máxima del 99%, a pH 9, con buen ajuste a los modelos estadísticos ( $R_2=0,92$ ), y determinaron que la cascarilla de arroz se perfila como un buen adsorbente de colorantes catiónicos. Álvarez et al. (2011) también utilizaron la cascarilla de arroz para la remoción de

colorantes, en este caso, del colorante rojo básico 46 (RB46), y obtuvieron una remoción del 91 % a pH 8. Concluyeron que este residuo se proyecta como un material promisorio para una estrategia de tratamiento de efluentes industriales a gran escala. De modo similar, para la remoción del cromo presente en las aguas resultantes de la curtición Rodríguez *et al.* (2012) evaluaron la cascarilla de arroz transformada en ceniza y carbón con ácido fosfórico e hidróxido de sodio como agentes activantes. Realizaron calcinación de la cascarilla de arroz, activación química, caracterización y pruebas de adsorción y absorción atómica. En definitiva, obtuvieron que el carbón activado a una temperatura de 600 °C, con un tiempo de activación de 30 minutos y una concentración de la solución de 1 % p/p de NaOH presentó el mayor porcentaje de remoción de cromo, un 72,8 %, comparado con el de la cascarilla de arroz activada con H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>, que fue del 54,5 %, y el de la ceniza de cascarilla de arroz, de un 49,2 %.

En relación con los residuos capaces de clarificar efluentes textiles, la caracterización química de la superficie del material adsorbente permite establecer su capacidad para retener ciertos contaminantes iónicos. De acuerdo con esto, se han utilizado residuos agrícolas como la cascarilla de arroz y la corteza de coco para remoción del colorante catiónico rojo básico 46 (RB46) y del colorante aniónico rojo 40 (R40). Se han determinado inicialmente el PZC (punto de carga cero) y el IEP (punto isoelectrico) de estos residuos para establecer la distribución de cargas sobre su superficie. De allí ha resultado, una remoción del 93 % a un pH >5 del colorante 46 (RB46) y del 73 % a un pH 2 del colorante 40 (R40). Es preciso resaltar que el establecimiento de las mejores condiciones para la adsorción de colorantes iónicos en solución es posible a partir de las determinaciones del PZC y el IEP (Amaringo y Hormaza, 2013).

Otros residuos agroindustriales utilizados para la remoción de colorantes son el bagazo de caña y el rastrojo de maíz. Ahora bien, en algunos casos estos residuos son modificados químicamente para aumentar su eficiencia en el proceso. Contreras *et al.* (2013) modificaron químicamente el bagazo de caña de azúcar y el rastrojo de maíz mediante el uso de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, HCl y H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>, y posteriormente probaron los productos resultantes en la remoción de azul de metileno en un medio acuoso. Concluyeron que estos residuos son adsorbentes utilizándolos con H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> al 80 %, debido a que mostraron un 98,6 % de efectividad en la remoción en comparación con materiales sin modificar, cuya efectividad fue de un 92 %, o con el carbón activado (60,8 %).

Por otra parte, se presentan medios contaminados con metales pesados, que según su naturaleza y estructura química son de difícil biodegradación, persistentes en el ambiente, bioacumulativos y capaces de provocar enfermedades cancerígenas en caso de ser ingeridos. Los residuos agroindustriales más utilizados para la remoción de metales pesados como plomo (Pb), cromo (Cr), cobre (Cu), cadmio (Cd), entre otros, han sido el bagazo de caña (Pb), la cáscara de mandarina (Pb y Cr), la cáscara de banano (Cr y Pb), la cascarilla de arroz (Cr y Pb), los residuos del café (Cu y Cd),

entre otros (Patriota *et al.*, 2016). El bagazo de caña y el zuro de maíz han sido utilizados en la preparación de carbones activados para adsorber cadmio y plomo, mediante la carbonización de los residuos a 400 °C por una hora, activados con ácido fosfórico, modificados con ácido nítrico o peróxido de hidrógeno y posteriormente sometidos a calentamiento. De esta manera, se han obtenido carbones activados con altas capacidades de adsorción, que han resultado más efectivos para adsorber cadmio que plomo y con mayor facilidad de remoción cuando los metales están solos que combinados (Primera *et al.*, 2011). En este sentido, el tratamiento con residuos agroindustriales de medios contaminados por metales pesados, principalmente fuentes hídricas, viene siendo una alternativa viable y sostenible.

El sector de hidrocarburos ha generado impactos adversos en el ambiente, como la contaminación del suelo y el agua, principalmente debido a derrames ocasionados por fallas operativas o humanas. Se han utilizado residuos agroindustriales como enmiendas y texturizantes debido a que incrementan la porosidad del medio y por lo tanto la aerobiosis del sistema, que funciona como una buena fuente de carbono y como aporte de microorganismos ligninolíticos (Ordaz *et al.*, 2011), los cuales a su vez degradan hidrocarburos. Además, algunos de los residuos agroindustriales participan en la biorremediación de medios contaminados con esos compuestos orgánicos de estructuras químicas complejas. García *et al.* (2011) utilizaron la cachaza y el bagazo de caña de azúcar como enmiendas y texturizantes en la remoción de HAP (hidrocarburos aromáticos policíclicos) y HTP (hidrocarburos totales del petróleo) de un suelo contaminado con petróleo crudo en diferentes relaciones de concentración de suelo. Obtuvieron una remoción del 60,1 % de HTP con bagazo de caña y del 51,4 % con cachaza. Sin embargo, con cachaza en una relación 96:4 se alcanzó una remoción de 43 % de HAP, mientras que el bagazo en una relación 98:2 removió 41 %. Además, la cachaza presentó la ventaja de aportar al suelo microorganismos con la capacidad de biotransformar los tóxicos y nutrimentos, en especial fósforo, en mayor concentración que los encontrados en el bagazo de caña de azúcar. Así pues, la cachaza resultó una alternativa interesante en los procesos de biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos. Ordaz *et al.* (2011), por su parte, evaluaron el efecto del tamaño de la partícula del bagazo de caña al utilizarlo como texturizante y enmienda en la remoción de HTP durante el cultivo sólido de un suelo arcilloso contaminado con petróleo crudo. Se obtuvo como resultando que a mayor tamaño de partícula se incrementa la remoción de los HTP en el suelo.

Finalmente, existe otro método para la adsorción de contaminantes, las columnas rellenas con bagazo de caña de azúcar. Martínez *et al.* (2016), determinaron que este residuo dispuesto en columnas de lecho fijo tiene potencialidades como bioadsorbente de hidrocarburos presentes en aguas oleosas, pues logra una remoción significativa del indicador hidrocarburo total: hasta un 65 %. Consecuentemente, las columnas empacadas con bagazo natural, utilizadas como

solución para el tratamiento de las aguas oleosas generadas en estaciones de vapor, son una opción tecnológica y ambientalmente factible, que permite reducir los contenidos de grasa, aceites e hidrocarburos de las aguas contaminadas (Leiva et al., 2012).

## CONCLUSIONES

La generación de residuos o subproductos de la agroindustria tiene impactos tanto negativos como positivos en el ambiente dependiendo del punto de vista desde el cual se observe o estudie el asunto. Pueden ser generadores de contaminación por su disposición final inadecuada o se pueden convertir en agentes mejoradores de la calidad del ambiente, y por ende, de la vida de los seres vivos, por su apropiado aprovechamiento.

Los residuos agroindustriales presentan un alto potencial de aprovechamiento gracias a su variada composición química, y esto se ve reflejado en la diversidad de alternativas existentes para su reutilización. Es posible obtener de aquellos, materia prima óptima para utilizarse en diferentes procesos y diversos productos de interés ambiental, social o económico. Asimismo, participan en la recuperación de medios abióticos contaminados con efluentes textiles, metales pesados e hidrocarburos.

Con base en la revisión realizada los residuos agroindustriales más utilizados en el mejoramiento de la calidad del ambiente son los provenientes del procesamiento de frutas y vegetales, la industria azucarera (bagazo de caña, cachaza, bagacillo de caña), la molinería del arroz (cascarilla de arroz), el procesamiento del café (pulpa de café) y el de maíz (zuro de maíz, rastrojo de maíz, nejayote). Entre otros residuos utilizados están el bagazo de agave, el aserrín de laurel y algarrobo, las semillas del zapote mamey y el polvillo de fique. Asimismo, se aprovechan los efluentes del procesamiento de la palma de aceite, la industria cárnica y la láctea.

Los residuos agroindustriales han sido utilizados en la producción de bioenergéticos como biodiésel, bioetanol, biogás y biomasa energética. Asimismo, se usan en la producción de abono orgánico, alimentos para animales, ladrillos o bloques, papel y biomateriales y pan integral; para producción de microorganismos de interés y como refuerzo de composites. Usos que previenen impactos ambientales negativos por su manejo incorrecto y otros factores inherentes a los sectores industriales, como la quema de combustibles fósiles y el uso irracional de recursos naturales renovables y no renovables, entre otros.

Diversos residuos de la agroindustria presentan una composición química específica que permite utilizarlos como material adsorbente, enmiendas y texturizantes para diversos procesos. Se emplean especialmente para la remoción de contaminantes como metales pesados, colorantes e hidrocarburos presentes en fuentes hídricas y suelos. De esta manera, los residuos agroindustriales son partícipes en la

solución de los impactos generados por estos contaminantes, mejorando la calidad del ambiente.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan sus agradecimientos a la Fundación Universitaria de San Gil–Unisangil sede Yopal y al coordinador de su respectivo Departamento de Investigación, M. Sc. Diego Camilo Peña Quemba, por la revisión y sugerencias dadas para este artículo.

## REFERENCIAS

- Aguilar B, Camacho M y Serrat M. 2013. Enriquecimiento proteico de residuales agroindustriales mediante fermentación sólida con el hongo filamentoso *Aspergillus niger*. *Revista Cubana de Química*, 26(1):17-24.
- Aguilar N. 2011. Efecto del almacenamiento de bagazo de caña en las propiedades físicas de celulosa grado papel. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 12(1):189-197.
- Alonso J, Domínguez H, Garrote G, González M, Gullón B, Moure A, Santos V, Vila C y Yáñez R. 2011. Biorefinery processes for the integral valorization of agroindustrial and forestal wastes. *CyTA-Journal of Food*, 9(4):282-289.
- Alonso M, Ramírez C y Rigal L. 2012. Valorización de residuos agroindustriales del tequila para alimentación de rumiantes. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18(3):449-457.
- Álvarez M, Alemán A y Hornaza A. 2011. Remoción de rojo básico de un efluente simulado: un caso de aplicación de la cascarilla de arroz, *Producción + Limpia*, 6(1):66-75.
- Alzate M, Jiménez C y Londoño J. 2011. Aprovechamiento de residuos agroindustriales para mejorar la calidad sensorial y nutricional de productos avícolas. *Producción + Limpia*, 6(1):108-127.
- Amaringo F y Hormaza A. 2013. Determinación del punto de carga cero y punto isoeléctrico de dos residuos agrícolas y su aplicación en la remoción de colorantes. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 4(2):27-36.
- Arango O y Sánchez L. 2009. Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea en sistemas anaerobios tipo UASB. *Facultad de Ciencias Agropecuarias*, 7(2):24-31.
- Aristizábal V. 2015. Jet biofuel production from agroindustrial wastes through furfural platform. Trabajo de grado, Universidad Nacional de Colombia, Manizales.
- Baller J y Ríos A. 2016. Evaluación del uso de cascarilla de arroz, polietileno y polipropileno en la producción de postes para uso agropecuario. Trabajo de grado., Fundación Universidad América, Bogotá.
- Barragán B, Téllez Y Laguna A. 2008. Utilización de residuos agroindustriales. *Revista Sistemas Ambientales*, 2(1):44-50.
- Benomie M y Reyes M. 2012. Estrategia ambiental en el manejo de efluentes en la extracción de aceite de palma. *Revista de Estudios Interdisciplinarios en Ciencias Sociales*, 14(3):323-332.
- Bermúdez R, García N, Serrano M, Rodríguez M y Mustelie I. 2014. Conversión de residuales agroindustriales en productos de valor agregado por fermentación en estado sólido. *Tecnología Química*, 34(3):263-274.
- Capdevila V, Kafarov V, Gely C y Pagano A. 2015. Simulación del proceso fermentativo para la obtención de bioetanol a partir de residuos de arroz. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 6(2):11-21.
- Contreras R, Hernández I, González R, García A y Arriaga M. 2013. Remoción de azul de metileno en medio acuoso mediante el uso de bagazo de caña de azúcar y rastrojo de maíz modificados con iones SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> y PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 4(1):29-37.
- Dagnino E, Chamorro E, Felissia F y Area M. 2014. Obtención de bioetanol a partir de la celulosa presente en cascarilla de arroz y aserrín de algarrobo. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, 18(1):06.01-06.07.
- Debernardi H, Ortiz H y Rosas D. 2016. Energía disponible a partir de biomasa de residuos de caña de azúcar. *Agroproductividad*, 9(7):68-73.
- DGCS (Dirección General de Comunicación Social). 2013. Proponen reutilizar agua de nejayote desechada en el proceso de nixtamalización. [http://www.dgcs.unam.mx/boletin/bdboletin/2013\\_075.html](http://www.dgcs.unam.mx/boletin/bdboletin/2013_075.html), consulta septiembre de 2018.
- Escobar N, Mora J y Romero N. 2012. Identificación de poblaciones microbianas en compost de residuos orgánicos de fincas cafeteras de Cundinamarca. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural*, 16(1):75-88.

- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 1997. La agroindustria y el desarrollo económico. <http://www.fao.org/docrep/w5800s/w5800s12.htm>, consulta septiembre de 2018
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2013. La bioenergía y los biocombustibles. Vías de la sostenibilidad. <http://www.fao.org/3/a-ar589s.pdf>, consulta septiembre de 2018.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2017. Qué es el suelo. <http://www.fao.org/soils-portal/about/definiciones/es/>, consulta septiembre de 2018.
- Fuentes L, Acevedo D y Gelvez M. 2015. Alimentos funcionales: impacto y retos para el desarrollo y bienestar de la sociedad colombiana. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 13(2):140-149.
- García M. 2008. Producción de biodiésel mediante fermentación en estado sólido de compuestos lignocelulósicos derivados del bagazo de remolacha. *Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria*, 9(1):66-72.
- García R, Ríos E, Martínez A, Ramos F, Cruz J y Cuevas M. 2011. Uso de cachaza y bagazo de caña de azúcar en la remoción de hidrocarburos en suelo contaminado. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27(1):31-39.
- Gómez F, Trejo L, Velasco J y Lara L. 2016. Herramientas moleculares para estudios ambientales de actividades agroindustriales. *Agroproductividad*, 9(8):3-9.
- González D. 2013. Aprovechamiento de residuos agroindustriales para la producción de alimentos funcionales: una aproximación desde la nutrición animal. Trabajo de grado, Corporación Universitaria Lasallista, Caldas, Antioquia.
- González M. 2009. Producción de bioenergía en el norte de México: tan lejos y tan cerca. *Frontera Norte*, 21(41):177-183.
- González M, González E, González V y Albernas Y. 2012. Impacto de la integración de los procesos de azúcar y derivados. *Tecnología Química*, 33(1):21-31.
- Gordon V. 2013. Utilización de suero de leche para la elaboración de abono orgánico (biol). Trabajo de grado, Universidad Politécnica Estatal del Carchi, Tulcán, Ecuador.
- Guerrero R y Valenzuela L. 2011. Agroindustria y medio ambiente. *Trilogía. Ciencia Tecnología Sociedad*, 23(33):63-83.
- Hernández A, Real N, Delgado M, Bautista L y Velasco J. 2016. Residuos agroindustriales con potencial de compostaje. *Agroproductividad*, 9(8):10-17.
- Instituto de Investigación Porcina y FAO. 1994. Tratamiento y utilización de residuos de origen animal, pesquero y alimentación en la alimentación animal. Trabajo presentado en taller regional para el estudio FAO Producción y Sanidad Animal, La Habana.
- Laiz J, Tovar R, Durán M y Solís J. 2009. Aprovechamiento de residuos agroindustriales: producción de biodiésel por transesterificación alcalina de aceite crudo de "almendras" de zapote mamey (*Pouteria sapota*). *Tecnología Ciencia y Educación (IMIQ)*, 24(1):48-56.
- Leiva J, Martínez P, Esperanza G, Rodríguez I y Gordiz C. 2012. Absorción de hidrocarburos en columnas rellenas con bagazo: una solución sostenible. *Icida. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 46(3):36-44.
- López A, Bolio G, Veleza L, Solórzano M, Acosta G, Hernández M, Salgado S y Córdova S. 2016. Obtención de celulosa a partir de bagazo de caña de azúcar (*Saccharum spp.*). *Agroproductividad*, 9(7):41-45.
- Martín P. 2009. Uso de residuales agroindustriales en la alimentación animal en Cuba: pasado, presente y futuro. *Avance e Investigación Agropecuaria*, 13(3):3-10.
- Martínez P, Rosa E, Rodríguez I, Leiva J y Pérez M. 2016. Minimización del impacto ambiental de las aguas oleosas mediante columna rellena con bagazo de caña de azúcar. *Centro Azúcar*, 43(1):61-69.
- Matthey P, Robayo R, Díaz J, Delvasto S y Monzó J. 2013. Influencia del mezclado en dos etapas en la fabricación de ladrillos de mampostería con ceniza de cascarilla de arroz como agregado fino. *Revista Colombiana de Materiales*, 1(5):242-249.
- Matthey P, Robayo R, Díaz J, Delvasto S y Monzó J. 2015. Aplicación de ceniza de cascarilla de arroz obtenida de un proceso agroindustrial para la fabricación de bloques en concreto no estructurales. *Revista Latinoamericana de Metalurgia y Materiales*, 35(2):285-294.
- Mejía L, Martínez H, Betancourt J y Castrillón C. 2007. Aprovechamiento de residuo agroindustrial del mango común (*Mangifera indica L.*) para obtener azúcares fermentables. *Ingeniería y Ciencia*, 3(6):41-62.
- Montenegro S, Ararat M y Betancur J. 2015. Cachaza y carbonilla: residuos agroindustriales con potencial de fertilización biológica nitrogenada. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 6(1):84-90.
- Montiel J. 2010. Potencial y riesgo ambiental de los bioenergéticos en México. *Revista de Sociedad, Cultura y Desarrollo Sustentable*, 6(1):57-62.
- Moreno A, Figueroa D y Hormaza A. 2011. Adsorción de azul de metileno sobre cascarilla de arroz. *Producción + Limpia*, 1(1):9-18.
- Muñoz E, Cuatín M y Pantoja A. 2013. Potencial energético de residuos agroindustriales del departamento del Cauca, a partir del poder calorífico inferior. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 11(2):56-63.
- Muñoz D, Cuatín M y Pantoja A. 2014. Aprovechamiento de residuos agroindustriales como biocombustible y biorrefinería. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 12(2):10-19.
- Murillo E, Sánchez W y Méndez J. 2010. Potencial antioxidante de residuos agroindustriales de tres frutas de alto consumo en el Tolima. *Scientia et Technica*, 17(46):138-143.
- Navia C, Córdoba Y, Morales S, Prado F y López N. 2013. Evaluación de diferentes formulaciones de compostaje a partir de residuos de cosecha de tomate (*Solanum lycopersicum*). *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 1(2):165-173.
- Ordaz J, Martínez A, Ramos F, Sánchez L, Martínez A, Tenorio J y Cuevas M. 2011. Biorremediación de un suelo contaminado con petróleo mediante el empleo de bagazo de caña con diferentes tamaños de partícula. *Multiciencias*, 11(2):136-145.
- Palma D, Zavala J, Cámara J, Ruiz E y Salgado S. 2016. Uso de residuos de la agroindustria de la caña de azúcar (*Saccharum spp.*) para elaboración de abonos orgánicos. *Agroproductividad*, 9(7):29-34.
- Patriota S, Cerutti M, Mulhollans D, Marques M y Acheidt G. 2016. Potencial dos resíduos da agroindústria no desenvolvimento de adsorventes de metais pesados. *Periódico Tchê Química*, 6(12):42-51.
- Pino A, Casanova O, Barbazán M, Mancassola V, Rodríguez J, Arló L, Borzacconi L y Passeggi M. 2012. Caracterización y evaluación de biosólidos producidos por digestión anaerobia de residuos agroindustriales. *Ciencia del Suelo Argentina*, 30(2):129-136.
- Ponce F, Silva E, Yañez E y Catillo E. 2009. Potencial de cogeneración de energía eléctrica en la agroindustria colombiana de aceite de palma: tres estudios de casos. *Palma*, 29(4):59-72.
- Prada A y Cortés C. 2010. La descomposición térmica de la cascarilla de arroz: una alternativa de aprovechamiento integral. *Orinoquia*, 14(1):155-170.
- Primera O, Colpas F, Meza E y Fernández R. 2011. Carbones activados a partir de bagazo de caña de azúcar y zuro de maíz para la adsorción de cadmio y plomo. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, 35(136):337-396.
- Procolombia. 2012. Inversión en el sector Agroindustria en Colombia. <http://www.inviertaencolombia.com.co/sectores/agroindustria.html>, consulta septiembre de 2018.
- Ramírez E. 2012. Producción de biogás a nivel de laboratorio, utilizando estiércol de ganado vacuno y residuos agroindustriales (torta de piñón, cascarilla de arroz y rumen de ganado vacuno) en la E. E. El Porvenir-districto de Juan Guerra. Trabajo de grado, Universidad Nacional de San Martín, Tarapoto, Perú.
- Ramírez S. 2012. Aprovechamiento de residuos agroindustriales, cascarilla de arroz (*Oriza sativa*) y residuos de papa (*Solanum tuberosum*) para la producción de *Trichoderma spp.* Trabajo de grado, Universidad Técnica de Ambato, Ambato.
- Restrepo A, Rodríguez E y Manjarrés K. 2011. Cortezas de naranja comestibles: una aproximación al desarrollo de productos con valor agregado a partir de residuos agroindustriales. *Producción + Limpia*, 6(2):47-57.
- Restrepo M. 2006. Producción más limpia en la industria alimentaria. *Producción + Limpia*, 1(1):87-101.
- Ricce C, Leyva M, Medina I, Miranda J, Saldarriaga L, Rodríguez J y Siche R. 2013. Uso de residuos agroindustriales de La Libertad en la elaboración de un pan integral. *Agroindustrial Science*, 3(1):41-46.
- Rodríguez R. 1999. Aportaciones al conocimiento del estado medioambiental de microsistemas de interés internacional situado en Castilla-La Mancha. Tesis doctoral, Universidad de Castilla-La Mancha, Ciudad Real.
- Rodríguez Y, Salinas L, Ríos C y Vargas L. 2012. Adsorbentes a base de cascarilla de arroz en la retención de cromo de efluentes de la industria de curtiembres. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 10(1):146-156.
- Rosas D, Ortiz H, Herrera J y Leyva O. 2016. Revalorización de algunos residuos agroindustriales y su potencial de aplicación a suelos agrícolas. *Agroproductividad*, 9(8):18-23.
- Salazar S, Kerguelen H, Cruz J, Palacio M, Pérez J y Gañán P. 2007. Desarrollo de composites a partir de residuos agroindustriales potencialmente empleados en transporte masivo. *Scientia et Technica*, 1(36):719-723.

- Sánchez A, Gutiérrez A, Muñoz J y Rivera C. 2010. Producción de bioetanol a partir de subproductos agroindustriales lignocelulósicos. *Revista Tumbaga*, 1(5):61-91.
- Saval S. 2012. Aprovechamiento de residuos agroindustriales: pasado, presente y futuro. *Bio-Tecnología*, 16(2):14-16.
- Serrat M, Ussemame C, Camacho M, Méndez A y Bermúdez R. 2016. Valorización de residuos agroindustriales ricos en pectinas por fermentación. *Tecnología química*, 36(1):5-19.
- Soto F. 2012. Análisis de la titularidad de los derechos de propiedad emanados de la captura de carbono por bosques en el marco de red. Trabajo de grado, Universidad de Chile, Santiago.
- Valdés O y Palacios O. 2016. Evolución y situación actual de plantaciones para biocombustibles: perspectivas y retos para México. *Agroproductividad*, 9(2):33-41.
- Vargas J, Alvarado P, Vega J y Porras M. 2013. Caracterización del subproducto cascarillas de arroz en búsqueda de posibles aplicaciones como materia prima en procesos. *Revista Científica*, 23(1):86-101.
- Varnero M, Galleguillos K y Rojas R. 2011. Sistemas de compostaje para el tratamiento de alperujo. *Información Tecnológica*, 22(5):49-56.
- Vega M. 2010. Uso de residuos celulósicos de la agroindustria para la producción de bioetanol. Trabajo de grado, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito.
- Vergara J. 2015. Estudio comparativo del rendimiento de furfural a partir de diferentes residuos agrícolas (cascarilla de arroz, bagazo de caña, zuro de maíz). Trabajo de grado, Universidad de Guayaquil, Guayaquil.
- Yepes S, Montoya L y Orozco F. 2008. Valorización de residuos agroindustriales –frutas– en Medellín y el sur del valle del Aburrá, Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*. 61(1):4422-4431.

## **ANTECEDENTES Y PERSPECTIVAS PARA EL MANEJO INTEGRADO DE *Tuta absoluta* Meyrick 1917 (Lepidoptera: Gelechiidae)**

### **BACKGROUND AND PERSPECTIVES OF THE INTEGRATED MANAGEMENT OF *Tuta absoluta* Meyrick 1917 (Lepidoptera: Gelechiidae)**

**María HERRERA ROCHA<sup>1</sup>, Daniel RODRÍGUEZ CAICEDO<sup>1</sup>, Fernando CANTOR<sup>1\*</sup>**

<sup>1</sup>Laboratorio Control Biológico, Universidad Militar Nueva Granada, kilómetro 2 vía Cajicá-Zipacquirá, Cajicá, Colombia.

\* Autor corresponsal. E-mail: [control.biologico@unimilitar.edu.co](mailto:control.biologico@unimilitar.edu.co)

**Historia del artículo**

Recibido: Febrero 1, 2017

Evaluado: Junio 1, 2017

Aceptado: Marzo 27, 2018

Disponible: Abril 10, 2018

#### **Resumen |**

En los últimos años se han realizado diversos avances en términos de investigación para un manejo adecuado de *Tuta absoluta*, una de las principales plagas del tomate en el mundo. En los cultivos convencionales el método de control químico ha sido el más utilizado. Actualmente se buscan estrategias sostenibles para el manejo integrado de plagas (MIP). *Apanteles gelechiidivoris*, parasitoide específico de *Tuta absoluta* encontrado de forma natural en Colombia, es considerado como una estrategia promisoría para su implementación en un programa de MIP del tomate. A pesar de esto, exposiciones a pesticidas pueden afectar su efectividad de control dentro del cultivo. La evaluación de los efectos de estos pesticidas sobre los enemigos naturales de *Tuta absoluta* permite anticipar sus perspectivas de éxito. Dentro de los ensayos realizados frecuentemente para determinar la compatibilidad se llevan a cabo evaluaciones de dosis letal media DL<sub>50</sub>, exposición directa y exposición indirecta. En la actualidad también se adelantan trabajos sobre aspectos que afectan la biología de los controladores más allá de la mortalidad inducida directamente sobre estos, como evaluaciones de fecundidad, emergencia de adultos, capacidad parasítica, longevidad y proporción sexual. En este trabajo se revisan los avances más significativos en el control de *Tuta absoluta* mediante el empleo de *A. gelechiidivoris* y se discuten aspectos relativos a la necesidad de adelantar estudios de compatibilidad del parasitoide con estrategias de manejo químico.

**Palabras clave:** MIP, cogollero del tomate, parasitoides, depredadores.

#### **Abstract |**

In recent years, there have been advances in the research into proper management of *Tuta absoluta*, one of the major tomato pests in the world. In conventional crops, the chemical control method has been the most broadly used but more sustainable strategies for integrated pest management (IPM) are desirable. *Apanteles gelechiidivoris*, a specific parasitoid of *Tuta absoluta* naturally found in Colombia, is considered a promising strategy for its implementation in tomato IPM. Despite this, exposure to pesticides may affect its control effectiveness in crops. Assessing the effects of exposure to these pesticides on natural enemies of *Tuta absoluta* allows us to anticipate their prospects of success. Tests frequently performed to determine compatibility are lethal dose (LD<sub>50</sub>), direct and indirect exposure, among others. Currently, research has also been conducted into aspects affecting the biology of controllers beyond directly induced mortality such as fertility, adult emergence, parasitic capacity, longevity and sex ratio. This paper reviews the most significant advances in controlling *Tuta absoluta* using *A. gelechiidivoris* and discusses the need to carry out compatibility studies of this parasitoid with chemical management strategies.

**Keywords:** IPM; parasitoids; predators; tomato leafminer.

## INTRODUCCIÓN |

El tomate es una de las principales hortalizas cultivadas en Colombia. Su producción se hace de dos formas: a campo abierto y bajo condiciones confinadas de invernadero. El principal productor bajo invernadero del país en 2014 fue Boyacá, con 115 686 toneladas, que representaron el 49,2 % de la producción total nacional (Agronet, 2016). Sin embargo, la producción de este cultivo está sujeta al ataque de diferentes plagas y enfermedades (Denez et al., 2014; Silva et al., 2016), entre otros factores, lo que provoca mayores costos en la producción, reducciones en la calidad y cantidad del fruto y disminución en el rendimiento.

El cogollero del tomate, *Tuta absoluta* Meyrick 1917 (Lepidoptera: Gelechiidae), es una de las plagas más comunes en los cultivos de tomate en Colombia (Morales et al., 2013, 2014). Las pérdidas causadas por esta plaga dependen del estado fenológico de la planta hospedera, pero alcanzan hasta 100 %, debido al ataque sobre hojas, flores, tallos y frutos (Guedes y Picanço, 2012; Martins et al., 2016). Para su control se usan frecuentemente productos químicos, especialmente de amplio espectro, como carbamatos, organofosforados y piretroides (Gul et al., 2016). Para el caso del control en *T. absoluta*, imidacloprid, spinosad, triflumurón, clorfenapir y abamectina son los más usados (Campos et al., 2014; Collavino y Giménez, 2001; Virgala, 2006). Sin embargo, la eficiencia de este tipo de control puede disminuir debido al hábito de desarrollo del cogollero del tomate, cuyo estado larval se lleva a cabo en tejidos internos de la planta, lo que le permite una cierta protección frente al efecto de insecticidas de contacto. Además, *T. absoluta* posee una alta habilidad de desarrollar resistencia a insecticidas como abamectina y spinosad, como ha sido reportado por numerosos autores (Campos et al., 2014; Ghoneim, 2014; Mohan et al., 2007; Siqueira et al., 2001; Vacas et al., 2013, entre otros).

Por situaciones como las planteadas anteriormente Bawin et al. (2014) hacen referencia a que las estrategias actuales de control deben buscar la reducción de los pesticidas sintéticos y la integración de diferentes estrategias.

Según Bajonero et al. (2008) en Colombia uno de los principales agentes biológicos para el control de *T. absoluta* es el parasitoide *Apanteles gelechiivoris* Marsh 1975 (Hymenoptera: Braconidae), que ataca con preferencia larvas de tercer instar de *T. absoluta* como recurso de oviposición. Existen reportes de efectividad en campo de este método de control hasta del 80 % cuando la estrategia es combinada con el control etológico (Morales et al., 2014).

Para que un cultivo comercial sea sostenible es necesario el uso combinado y racional de diferentes tácticas de control (Hardy, 2011), y es claro que el control químico sigue siendo una de las piedras angulares del MIP, especialmente en cultivos hortícolas (Abbes et al., 2015). Por lo tanto, el uso

de pesticidas selectivos es fundamental para el éxito en el control de plagas o enfermedades, siempre y cuando cause los menores impactos sobre otros componentes del sistema, como los enemigos naturales. Por esta razón es necesario realizar estudios acerca de los efectos de los productos fitosanitarios sobre los agentes benéficos (Desneux et al., 2007). Estudios de selectividad constituyen el primer paso hacia la formulación de directrices sobre el uso de métodos apropiados de control (Babendreier et al., 2005).

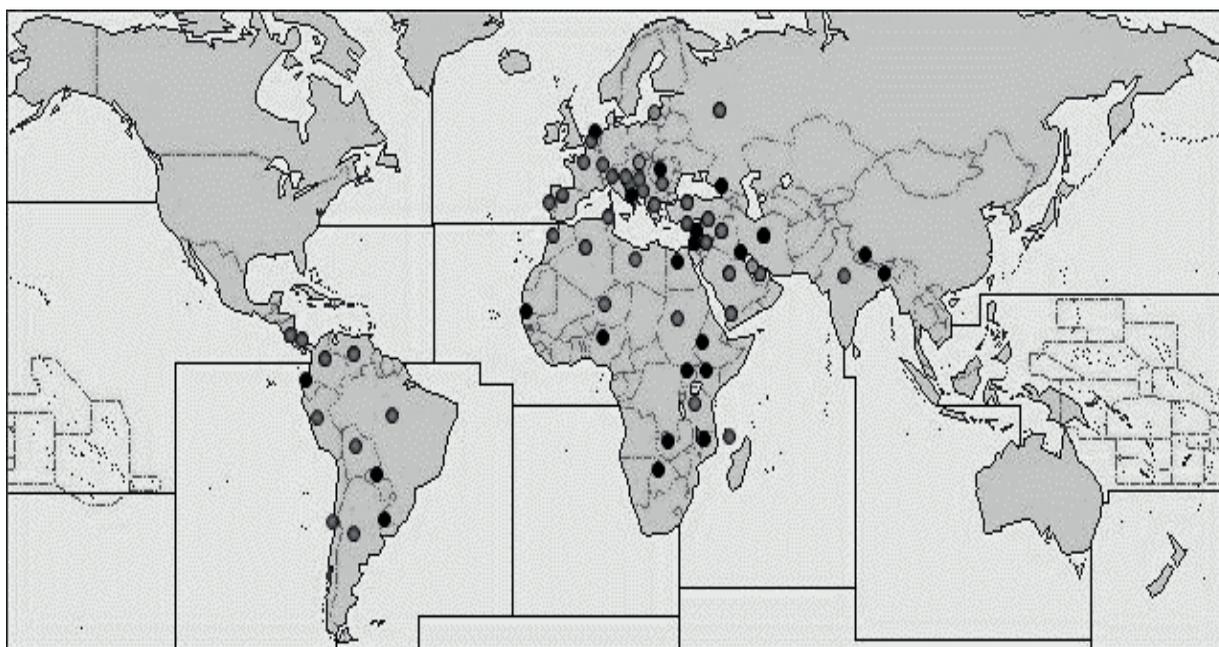
Diversos estudios de selectividad de pesticidas con respecto a agentes de control biológico se han basado en la determinación de sus efectos letales mediante estudios de dosis letal media (DL50) o concentración letal (CL50) (Desneux et al., 2007; Sattar et al., 2011; Talebi et al., 2008; Umoru y Powell, 2002). Los estudios recientes tienen en cuenta efectos a nivel de poblaciones y efectos subletales (Castiglioni et al., 2008). A pesar de esto no existen suficientes investigaciones acerca de los efectos letales y subletales de productos fitosanitarios sobre especies no objetivo (Santos et al., 2016) y particularmente los efectos subletales han sido menos estudiados (Desneux et al., 2007; Garcia, 2009). Estos últimos pueden ser definidos como efectos sobre la fisiología o el comportamiento de los individuos que sobreviven a la exposición de los pesticidas (Desneux et al., 2007).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN |

### SITUACIÓN DE *Tuta absoluta* EN LOS CULTIVOS DE TOMATE

Originaria de Sudamérica, el primer reporte de *T. absoluta* (Lepidoptera: Gelechiidae) ocurrió en Perú en 1917 (Razuri y Vargas 1975; Vargas, 1970). Con el tiempo esta plaga se propagó a lo largo de los países europeos y africanos productores de tomate (Desneux et al., 2010; Roda et al., 2015).

De acuerdo con la revisión realizada por Tonnang et al. (2015), fuera de su área de origen por primera vez se reporta la presencia de *T. absoluta* en España en 2006, desde donde se cree que se extendió a otros países como Italia (2008), Francia (2008), Albania (2009), Bulgaria (2009), Portugal (2009), Holanda (2009), Reino Unido (2009) y Serbia (2011); así como a la región del Medio Oriente: Israel (2010), Irán (2010) y Turquía (2010). Posteriormente alcanzó las Islas Canarias en 2012. En el norte de África *T. absoluta* fue encontrada en Argelia (2008), Marruecos (2008), Egipto (2009), Libia (2009) y Túnez (2009) (Fig. 1). En el África subsahariana en 2012 se registran reportes en Etiopía, Nigeria, Senegal, Sudán, y más recientemente en Tanzania, Uganda y Kenia. Las detecciones en Kenia fueron confirmadas tanto por el uso de caracteres morfológicos como por técnicas moleculares (DNA barcoding). Nuevos hallazgos de *T. absoluta* fueron reportados por Shashank et al. (2015) en India y por Ajaya et al. (2016) en Nepal, los cuales se deben sumar a la revisión de Tonnang et al. (2015).

**Figura 1.** Mapa de distribución mundial de *T. absoluta* (EPPO Global Database, 2017).

*T. absoluta* es una de los principales responsables de la reducción en la producción de tomate en Colombia (Gómez-Valderrama *et al.*, 2014) debido a su gran capacidad para desarrollarse y su rápida difusión a nuevas áreas causando daños económicamente relevantes (Grousset *et al.*, 2015). Las larvas de este lepidóptero presentan cuatro estadios que se desarrollan dentro de galerías en las hojas, alimentándose del mesófilo y dejando la epidermis intacta. Producen la expansión de las galerías, lo que genera una pérdida de la actividad fotosintética de la planta (Cocco *et al.*, 2014). Con frecuencia las larvas salen de la hoja para iniciar nuevas galerías o desplazarse a otras hojas o frutos (Monserrat, 2009; Tropea Garzia *et al.*, 2012; Bawin *et al.*, 2014).

#### BIOECOLOGÍA DE *T. absoluta*

El ciclo de vida consta de cuatro estados de desarrollo: huevo, larva, pupa y adulto. Las hembras de esta plaga ovipositan frecuentemente sobre las hojas (Urbaneja *et al.*, 2013). Los huevos son ovalados y de superficie lisa, de color blanco perlado inicialmente y se van tornando amarillos conforme se desarrollan. Según Vélez (1997), el tórax y el abdomen de larvas de primer instar son de color crema y su cabeza es negra. En el cuarto instar aparece una coloración roja en el dorso que se extiende longitudinalmente desde los ocelos hasta la parte posterior del cuerpo (Urbaneja *et al.*, 2013). Los individuos pupan principalmente en las hojas y en el suelo, y ocasionalmente en los vástagos laterales y en los frutos. Una vez formada, la pupa presenta una coloración verde que posteriormente se torna marrón (Medeiros, 2007). En condiciones controladas de laboratorio de  $25 \pm 2$  °C,  $60 \pm 10$  % HR, las pupas tienen una duración de siete a diez días. Después

de la emergencia cada hembra puede depositar de 55 a 130 huevos, que eclosionan entre tres y siete días después. Existe evidencia de que en condiciones de invernadero la mayor concentración de posturas se encuentra en el tercio superior de las plantas y la mayoría de los huevos son depositados en las hojas (Medeiros *et al.*, 2009).

#### PREVENCIÓN Y CONTROL DE *T. absoluta*

El manejo del cogollero del tomate puede ser realizado de diferentes maneras tanto preventivas como correctivas. Un programa de manejo integrado de plagas (MIP) enfatiza en la combinación de métodos, tal como el control químico y control biológico, para mantener las poblaciones por debajo del umbral económico. A través de la combinación de métodos se logra a largo plazo un manejo más sostenible de la plaga que el que resulta del uso de un solo método (Roubos *et al.*, 2014). En Colombia el método de control más utilizado es el químico, en dosis y frecuencias elevadas (Vallejo, 1999; Jaramillo *et al.*, 2013).

#### CONTROL BIOLÓGICO DE *T. absoluta*

##### Entomopatógenos

Una alternativa escasamente estudiada para el control de *T. absoluta* es el uso de entomopatógenos, entre los cuales se encuentran hongos, bacterias, nematodos y virus.

Según la revisión de Gómez (2014), los hongos entomopatógenos *Beauveria bassiana* y *Metarhizium anisopliae*, producen en condiciones de laboratorio mortalidades en larvas de *T. absoluta* que oscilan entre el 30 %

y el 86 % (Giustolin et al., 2001; Kaoud, 2014; Rodríguez et al., 2006; Torres Gregorio et al., 2009).

Rodríguez et al. (2006) concluyeron que el hongo entomopatógeno *B. bassiana* presenta control entre 60 % y 90 % según la condición de exposición. También fue evaluado *M. anisopliae* var. *Anisopliae*, con el cual se presentó una menor mortalidad de las larvas con respecto a *B. bassiana*. Sin embargo, cuando huevos de *T. absoluta* eran expuestos a *M. anisopliae*, el control alcanzó el 80 % (Pires et al., 2010). Otro de los organismos entomopatógenos usados frecuentemente es la bacteria *Bacillus thuringiensis*. Estudios de efectividad de esta bacteria muestran una mortalidad de larvas entre 80 % y 100 % (Ramírez et al., 2010). Sin embargo, estos resultados no han sido consistentes en condiciones más reales, como en invernadero (Delbene, 2003).

Según González-Cabrera et al. (2010) y Luna et al. (2012), el uso de *B. thuringiensis* para el control de *T. absoluta* es frecuente entre los productores de tomate como estrategia de manejo sostenible.

En relación con el uso de nematodos, Batalla-Carrera et al. (2010) demostraron que pueden ser eficaces: *Steinernema feltiae*, *S. carpocapsae* y *Heterorhabditis bacteriophora* en invernadero controlaron larvas entre un 87 % y un 95 %.

En Colombia se han realizado estudios orientados a encontrar y evaluar la presencia de granulovirus aislados de *T. absoluta* en Boyacá y Cundinamarca. Gómez-Valderrama et al. (2014) obtuvieron ocho aislados provenientes de larvas infectadas, con potencial de control de la plaga en cultivos de tomate.

### CONTROL ETOLÓGICO

La comunicación química también ha sido estudiada como alternativa al uso de productos químicos (González et al., 2012), y el uso de feromonas se considera la primera línea de defensa contra *T. absoluta* tanto en campo abierto como en invernaderos, ya que se utilizan para fines de seguimiento y eliminación de machos (Lobos et al., 2013; Megido et al., 2013). Esta técnica está patentada por la empresa Shin-Etsu Chemical Co. Ltd. de Tokyo (Mochizuki et al., 2012). El principal componente de la feromona es (3E, 8Z, 11Z)-3,8,11-tetradecatrien-1-yl acetato, identificado por Attygalle et al. (1995), citados en Mafrá-Neto et al. (2010). Además del monitoreo, las feromonas han sido empleadas con éxito para el control de adultos de *T. absoluta*, para detección temprana (Van der Straten et al., 2011) y para la técnica de interrupción de la cópula (Vacas et al., 2011; Chermiti y Abbes, 2012; Caparros et al., 2013; Cocco et al., 2013). Tal es el caso en Italia, donde empleando una densidad de mil dispensadores por hectárea se obtuvo una reducción entre el 93 % y el 99 % del daño en hojas y frutos (Cocco et al., 2013). De acuerdo con este estudio actualmente esta estrategia puede ser más costosa que el control químico convencional. Sin embargo, los autores sugieren que pueden reducirse costos si se optimizan las tasas de emisión del producto.

Algunos autores, como Michereff Filho et al. (2000), Hassan y Al-Zaidi (2009), Vacas et al. (2011, 2013) y más recientemente Taha et al. (2013), han expresado que estrategias basadas en el uso de feromonas para el manejo de *T. absoluta* muestran pocos resultados, aparentemente por la habilidad de las hembras de reproducirse por partenogénesis deuterotóquica (Caparros et al., 2012). Por lo anterior, estas estrategias deben ser implementadas dentro de programas MIP haciendo uso de distintos tipos de trampas, tales como las delta, las de agua o las ubicadas en zonas de cargue y descargue de camiones, tal como lo mencionan Van der Straten et al. (2011) para el caso de Holanda.

En Colombia Morales et al. (2014) realizaron estudios de acción combinada entre el parasitoide *A. gelechiidivoris* y una feromona cuyo componente principal es tetradecatrienelina (3E, 8Z, 11Z). Una de las conclusiones obtenidas de este trabajo es que el conocimiento de la distribución espacial de la plaga permite tomar medidas de control sobre el cultivo desde sus etapas iniciales. Es decir, medidas como la instalación de trampas de feromona y la liberación de avispa de *A. gelechiidivoris* aseguran un control constante en el tiempo. De esta manera se logra una efectividad en el control de poblaciones de la plaga de hasta un 86,38 %.

### CONTROL BIOLÓGICO CON ENTOMÓFAGOS

Según Van der Straten et al. (2011), investigaciones en España evidencian que el chinche depredador *Macrolophus pygmaeus* Rambur (Heteroptera: Miridae) puede controlar muy bien tanto poblaciones de moscas blancas como de *T. absoluta*. El chinche consume huevos y pequeñas larvas de *T. absoluta*, pero sus poblaciones se desarrollan lentamente, razón por la cual es necesario realizar múltiples introducciones adicionales (Urbaneja et al., 2009). Sin embargo, en invernaderos holandeses no se evidencian efectos de *Macrolophus pygmaeus* (Hemiptera: Miridae) sobre *T. absoluta* cuando es baja la densidad de población de la plaga. Para los mismos autores (Van der Straten et al., 2011) altas infestaciones de *T. absoluta* en el suroriente de Europa fueron el sustrato para el desarrollo de poblaciones de parasitoides nativos (Desneux et al., 2010), lo cual indica que enemigos naturales nativos se están adaptando a la plaga exótica. Los autores de este último trabajo han encontrado que varios productores de enemigos naturales iniciaron crías tanto de *Necremnus artynes* Walker (Hymenoptera: Eulophidae) como de *Necremnus tidius* Walker (Hymenoptera: Eulophidae) para liberarlos en el mercado mediterráneo en 2011. La distribución de *N. artynes* y *N. tidius* no está restringida al Mediterráneo. Según Van der Straten et al. (2011), otros enemigos naturales han sido reportados en experimentos realizados a campo abierto en Holanda. Después de exposición de diferentes estados de *T. absoluta*, se encontró que los ectoparasitoides *Elachertus inunctus* Nees (Eulophidae: Eulophidae) y *Pnigalio soemius* (Walker) (Hymenoptera: Eulophidae) (identificación por Christer Hansson, Lund University, Suecia) se desarrollaban bien en larvas jóvenes de la plaga. *E. inunctus* es un parasitoide

de varias especies de microlepidópteros; *Phygadeuon* (Hymenoptera: Eulophidae) es un parasitoide generalista de muchas especies de microlepidópteros, dípteros y coleópteros. Además de los anteriores, esporádicamente se encontró *Dicyphus errans* (Wolff) (Heteroptera: Miridae), con alguna frecuencia en el verano, y *Heterotoma* sp. (Heteroptera: Miridae), muy ocasionalmente. Varias especies nativas de depredadores y parasitoides se han encontrado en el Mediterráneo alimentándose de *T. absoluta* (Al-Jboory et al., 2012). Zappalà et al. (2012) hicieron un levantamiento de parasitoides en el suroriente de Italia e identificaron trece especies que corresponden a diez géneros de las siguientes familias: Ichneumonidae, Braconidae, Eulophidae, Elasmidae, Pteromalidae y Trichogrammatidae. Posteriormente, Zappalà et al. (2013) reportan la existencia de varios depredadores y parasitoides atacando de manera espontánea a *T. absoluta* en cultivos de tomate en Europa y el norte de África. Muchos de ellos, principalmente Miridae nativos, han sido empleados en estrategias de manejo integrado de plagas (MIP) (Castane et al., 2011; Mollá et al., 2010; Zappalà et al., 2012; Chailleux et al., 2013). Sin embargo, aún se adelantan ensayos para identificar qué tan efectivas son estas especies de enemigos naturales en áreas invadidas por *T. absoluta* (Chailleux et al., 2012). Más de setenta especies de enemigos naturales generalistas han sido reportadas para *T. absoluta* en la región oeste del Paleártico.

Colomo et al. (2002) y Luna et al. (2007, 2012), citados en Luna et al. (2015), reportan en Argentina un complejo de aproximadamente veinte especies de parasitoides para el control de *T. absoluta*. Además, refieren que tanto el endoparasitoide coinobionte *Pseudapanteles dignus* Muesebeck, 1938 (Hymenoptera: Braconidae) como el ectoparasitoide idiobionte *Dineulophus phthorimaeae* De Santis, 1983 (Hymenoptera: Eulophidae) alcanzaron hasta 50 % de parasitismo natural y presentaron atributos promisorios tanto para control biológico aumentativo como conservativo de *T. absoluta*. Estos parasitoides podrían ser aprovechados para su introducción en nuevas regiones infestadas por *T. absoluta* (Savino et al., 2012). Moya-Raygoza et al. (2012), citado en Luna et al. (2015), reportaron dos especies de parasitoides de huevos que ocurren naturalmente en cultivos de tomate en Argentina: *Trichogramma pretiosum* Riley, 1879 (Hymenoptera: Trichogrammatidae) y *Encarsia porteri* Mercet, 1928 (Hymenoptera: Aphelinidae). Los porcentajes de parasitismo fueron bajos (<5 %), pero cuando estos dos parasitoides de huevos coexisten, el 50 % de los huevos de *T. absoluta* es parasitado por cualquiera de las dos especies, y no fue observado superparasitismo.

Luna et al. (2015) citan un estudio de Speranza et al. (2014) relacionado con un mapeo de cultivos de tomate en Argentina en los cuales un chinche nativo depredaba varios estados móviles. La especie fue identificada como *Zelus obscuridorsis* Stål (Hemiptera: Heteroptera: Reduviidae). Ensayos realizados para estimar la capacidad de depredar en varios estados de desarrollo de *T. absoluta* permitieron identificar

que *Z. obscuridorsis* consumía larvas libres y adultos, pero no larvas que estuvieran dentro de minas, pupas o huevos.

Más de cuarenta especies de depredadores de *T. absoluta* ocurren en América del Sur, incluidas diferentes especies de Heteroptera (Hemiptera) y *Debililla* (Reduviidae) que depredan larvas de la plaga en Brasil (Desneux et al., 2010; Bueno et al., 2013). Entre los parasitoides reportados en Sudamérica para el control de *T. absoluta* cabe mencionar al *Apanteles gelechiidivoris* (Marchiori et al., 2004; Virgala 2006; Bajonero y Córdoba, 2007; Faria et al., 2008; Loni et al., 2011).

*A. gelechiidivoris* ha sido reportado en países sudamericanos tales como Colombia, Chile y Perú (Desneux et al., 2010; Urbaneja et al., 2013). En Colombia los estudios de este parasitoide han sido desarrollados en la Universidad Militar Nueva Granada, y dentro de estos se han destacado estudios de biología y ciclo reproductivo (Escobar et al., 2005; Bajonero et al., 2008), y de acción combinada entre dos tipos de control (Morales et al., 2014), entre otros.

#### BIOECOLOGÍA DEL PARASITOIDE *Apanteles gelechiidivoris*

Los huevos de *A. gelechiidivoris* tienen un promedio de 0,8 mm de largo. Se puede observar la presencia de más de un huevo dentro de la larva hospedera, lo que indica superparasitismo (Bajonero y Córdoba, 2007). En cuanto a su desarrollo larval se observa la existencia de tres estadios (Morales et al., 2014). Bajonero y Córdoba (2007) describen como característica del primer instar la prolongación del cuerpo en forma de gancho en la parte posterior del individuo. Asimismo, en proporción al cuerpo el tamaño de la cabeza es mucho mayor. En su segundo instar larval el cuerpo adquiere una mayor longitud y la cabeza corresponde al ancho del cuerpo. Durante el tercer instar la larva se alimenta de tejidos y contenido del hospedero y al final abandona el cuerpo de este. En la fase temprana de los estados de pupa pueden apreciarse dos manchas en la parte anterior, con una coloración amarillo pálido que se va oscureciendo a medida que avanza el desarrollo de la pupa hasta alcanzar una coloración negra. La mayoría de las veces la pupa presenta hilos blancos brillantes (Bajonero et al., 2008). Ambos sexos son de color oscuro y presentan dieciocho flagelómeros en las antenas, característica presente en los individuos que pertenecen a la subfamilia Microgastrinae (Campos, 2001). Las alas anteriores son hialinas y presentan una mancha oscura en la región estigmática. Existe una clara diferenciación entre sexos. Las hembras miden en promedio  $4,12 \pm 0,17$  mm y el ovipositor tiene una longitud promedio de  $1,38 \pm 0,20$  mm. Los machos miden en promedio  $4,08 \pm 0,12$  mm y tienen un abdomen más angosto que el de las hembras (Bajonero et al., 2008). Una aproximación preliminar al potencial de control de este endoparasitoide ha sido obtenida mediante estudios de respuesta funcional. Bajonero et al. (2008) y Wanumen (2012) establecieron que el máximo número de hospederos de *A. gelechiidivoris* en condiciones de laboratorio es de 1 parasitoide : 12 hospederos a una temperatura en promedio de 20 °C y de 1 parasitoide : 6 hospederos en condiciones

comerciales de invernadero a temperatura de 25 °C. En los dos casos se determinó que la respuesta funcional de *A. gelechiidivoris* fue de tipo II.

### CONTROL QUÍMICO

El método convencional de control en los sistemas de producción bajo invernadero y en campo abierto es la aplicación de insecticidas químicos sintéticos (Terzidis et al., 2014). Los ingredientes activos más utilizados para el control de plagas en los cultivos de tomate son tiocyclam, carbofuran, metamidofos, cypermethrina, metomil, imidacloprid y abamectina (Guedes et al., 1994). Sin embargo, algunos de estos insecticidas causan grandes desequilibrios en el medio ambiente (Medeiros et al., 2009).

Silva et al. (2016) evaluaron la resistencia de poblaciones de *T. absoluta* provenientes de cultivos comerciales de diferentes regiones de Brasil. Los autores reportan una correlación entre el uso excesivo del insecticida y la resistencia al producto. Sin embargo, uno de los mayores desafíos de la agricultura moderna es garantizar la selectividad de los agroquímicos de nueva generación.

### SELECTIVIDAD DE PRODUCTOS FITOSANITARIOS SOBRE *A. gelechiidivoris*

Herrera (2013) determinó el efecto de varios productos fitosanitarios sobre *A. gelechiidivoris*. Estos productos provenían de diferentes orígenes de composición, tales como extractos vegetales, diversos tipos de biorracionales, entomopatógenos y productos de síntesis química. El insecticida spinosad, el hongo entomopatógeno *B. bassiana* y el fungicida penconazol tuvieron un efecto negativo sobre adultos de *A. gelechiidivoris*, mientras los extractos vegetales no presentaron efecto negativo sobre la mortalidad de adultos en condiciones de laboratorio. Cuando las evaluaciones se realizaron sobre pupas del parasitoide, todos los productos fueron considerados como inofensivos para *A. gelechiidivoris*, excepto el fungicida con ingrediente activo penconazol.

### CONCLUSIONES

La distribución actual de *T. absoluta* en diferentes partes del mundo ha despertado el interés en realizar diversos estudios sobre estrategias potencialmente efectivas para su control. En Colombia los estudios adelantados sobre el controlador biológico nativo *A. gelechiidivoris*, presente en las principales zonas productoras de tomate bajo invernadero, indican que este parasitoide provee una oportunidad ideal para ser implementado en los programas de MIP. Sin embargo, la implantación en campo de este parasitoide debe hacerse bajo criterios adecuados ya que el uso de productos fitosanitarios no compatibles puede afectar su éxito como agente controlador. Así pues, es imprescindible adelantar estudios básicos de selectividad. No existe un método estandarizado para el caso del referido himenóptero, pero se podrían adaptar alguno de los métodos OILB existentes para

otros parasitoides (Hassan, 1991, 1994) o adaptar el método de cálculo de la DL50 (Stark et al., 2007a, 2007b).

El mayor reto para los próximos años es la realización de estudios de efectos letales y subletales en condiciones más reales que el laboratorio (semicampo y campo), considerando además factores tales como la persistencia de los productos evaluados. Eso permitirá conocer la selectividad ecológica y planificar los tratamientos contra la plaga cuando los residuos ya no sean tóxicos para el enemigo natural.

El aumento del conocimiento en este campo contribuirá a la consolidación e intercambio de información en bases de datos como las propuestas en el pasado por Theiling y Croft (1988) o las usadas actualmente por la OILB (Boller et al., 2005; OILB, 2017) o las casas comerciales (Biobest, 2017; Koppert, 2017; IPM Impact, 2017, entre otras).

### AGRADECIMIENTOS

Los autores de este trabajo agradecen a la Vicerrectoría de Investigaciones de la Universidad Militar Nueva Granada por la financiación derivada de proyecto INV-CIAS-1783-Vigencia 2015.

### REFERENCIAS

- Abbes K, Biondi A, Kurtulus A, Ricupero M, Russo A, Siscaro G y Zappalà L. 2015. Combined non-target effects of insecticide and high temperature on the parasitoid *Bracon nigricans*. PLOS ONE, 10(9):1-14.
- Agronet. 2016. Área cosechada, producción y rendimiento de tomate invernadero, 2013.
- Ajaya S, Ram P, Binu B, Pathour R y Naresh M. 2016. The first record of South American tomato leaf miner, *Tuta absoluta* (Meyrick 1917) (Lepidoptera: Gelechiidae) in Nepal. Journal of Entomology and Zoology Studies, 4(4):1359-1363.
- Al-Jboory I, Katbeh-Bader A y Al-Zaidi S. 2012. First observation and identification of some natural enemies collected from heavily infested tomato by *Tuta absoluta* (Meyrick) (Lepidoptera: Gelechiidae) in Jordan. Middle East Journal of Scientific Research, 11:435-438.
- Babendreier D, Bigler F y Kuhlmann U. 2005. Methods used to assess non-target effects of invertebrate biological control agents of arthropod pests. Biocontrol, 50:821-870.
- Bajonero J y Córdoba N. 2007. Biología y ciclo reproductivo de *Apanteles gelechiidivoris* (Hymenoptera : Braconidae). Trabajo de grado, Facultad de Ciencias Básicas y Aplicadas, Universidad Militar Nueva Granada, Bogotá, 54 p.
- Bajonero J, Córdoba N, Cantor F, Rodríguez D y Cure JR. 2008. Biología y ciclo reproductivo de *Apanteles gelechiidivoris* (Hymenoptera: Braconidae), parasitoide de *Tuta absoluta* (Lepidoptera: Gelechiidae). Agronomía Colombiana, 26(3):417-426.
- Batalla-Carrera L, Morton A y García-del-Pino F. 2010. Efficacy of entomopathogenic nematodes against the tomato leafminer, *Tuta absoluta*, in laboratory and greenhouse conditions. Biocontrol, 55(4):523-530.
- Bawin T, De Backer L, Dujeu DL, Legrand P, Megido R, Francis F y Verheggen, F. 2014. Infestation level influences oviposition site selection in the tomato leafminer *Tuta absoluta* (Lepidoptera: Gelechiidae). Insects, 5(4):877-884.
- Biobest. 2017. Side-effect manual. <http://www.biobestgroup.com/en/side-effect-manual>, consulta enero de 2017.
- Boller EF, Vogt H, Ternes P y Malavolta C. 2005. Working document on selectivity of pesticides. IOBC/WPRS Bulletin. <https://goo.gl/9uvjEU>, consulta septiembre de 2018.
- Bueno VHP, Van Lenteren JC, Lins Jr. JC, Calixto AM, Montes FC, Silva DB, Santiago LD y Pérez LM. 2013. New records of *Tuta absoluta* (Meyrick) (Lepidoptera: Gelechiidae) predation by Brazilian hemipteran predatory bugs. Journal of Applied Entomology, 137(1-2):29-34.
- Campos D. 2001. Avispas parasíticas de la familia Braconidae (Hymenoptera) en Colombia: diversidad genérica y distribución geográfica. Tesis de grado, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, 60 p.

- Campos MR, Rodrigues ARS, Silva WM, Silva TBM, Silva VRF, Guedes RNC y Siqueira HA. 2014. Spinosad and the tomato borer *Tuta absoluta*: A bioinsecticide, an invasive pest threat, and high insecticide resistance. PLOS ONE, 9(8):e103235.
- Caparros MR, Haubruge E y Verheggen F. 2012. First evidence of deuterotokous parthenogenesis in the tomato leaf-miner, *Tuta absoluta* (Meyrick) (Lepidoptera: Gelechiidae). Journal of Pest Science, 85(4):409-412.
- Caparros MR, Haubruge E y Verheggen F. 2013. Pheromone-based management strategies to control the tomato leafminer, *Tuta absoluta* (Lepidoptera: Gelechiidae): A review. Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement= Biotechnology, Agronomy, Society and Environment, 17(3):475-482.
- Castañé C, Arnó J, Gabarra R y Alomar O. 2011. Plant damage to vegetable crops by zoophytophagous mirid predators. Biological Control, 59(1):22-29.
- Castiglioni E, Giani G, Binnewies C y Bentancur O. 2008. Susceptibilidad de la chinche *Piezodorus guildinii* Westwood (Hemiptera: Pentatomidae) al insecticida Endosulfán. Agrociencia, 12:31-34.
- Chailleux A, Desneux N, Seguret N, Do Thi Khanh H, Maignet P y Tabone E. 2012. Assessing European egg parasitoids as a mean of controlling the invasive South American tomato pinworm *Tuta absoluta*. PLOS ONE, 7:e48068
- Chailleux A, Bearez P, Pizzol J, Amiens-Desneux E, Ramirez-Romero R y Desneux N. 2013. Potential for combined use of parasitoids and generalist predators for biological control of the key invasive tomato pest *Tuta absoluta*. Journal of Pest Science, 86(3):541-553.
- Chermiti B y Abbes K. 2012. Comparison of pheromone lures used in mass trapping to control the tomato leafminer *Tuta absoluta* (Meyrick, 1917) in industrial tomato crops in Kairouan (Tunisia). EPPO Bull, 42:241-248.
- Cocco A, Deliperi S y Delrio G. 2013. Control of *Tuta absoluta* (Meyrick) (Lepidoptera: Gelechiidae) in greenhouse tomato crops using the mating disruption technique. Journal of Applied Entomology, 137:16-28.
- Cocco A, Serra G, Lentini A, Deliperi S y Delrio G. 2014. Spatial distribution and sequential sampling plans for *Tuta absoluta* (Lepidoptera: Gelechiidae) in greenhouse tomato crops. Pest Management Science, 71(9):1311-1323.
- Collavino MD y Giménez RA. 2001. Efecto del Imidacloprid en el control de la polilla del tomate *Tuta absoluta* (Meyrick). Idesia Arica, 26:65-72.
- Colomo MV, Berta DC y Chocobar MJ. 2002. El complejo de himenópteros parasitoides que atacan a la polilla del tomate *Tuta absoluta* (Lepidoptera: Gelechiidae) en la Argentina. Acta Zoologica Lilloana, 46(1):81-92.
- Delbene JA. 2003. Evaluación de cepas nativas de los hongos entomopatógenos *Beauveria* sp. y *Metarhizium* sp sobre el control de polilla del tomate *Tuta absoluta* Meyrick. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, 41 p.
- Denez MD, Mello D, Silva DA y Moraes MA. 2014. Insecticide selectivity for *Doru lineare* (Dermaptera: Forficulidae). Revista Brasileira de Milho e Sorgo, 13:107-115.
- Desneux N, Decourtye A y Delpuech J-M. 2007. The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods. Annual Review of Entomology, 52:81-106.
- Desneux N, Wajnberg E, Wyckhuys KG, Burgio G, Arpaia S, Narváez-Vasquez C ... y Urbaneja A. 2010. Biological invasion of European tomato crops by *Tuta absoluta*: Ecology, geographic expansion and prospects for biological control. Journal of Pest Science, 83(3):197-215.
- EPPO Global Database. 2017. *Tuta absoluta* (GNORAB). Distribution. <https://gd.eppo.int/taxon/GNORAB/distribution>, consulta septiembre de 2018.
- Escobar A, Cantor F y Cure J. 2005. Contribución al conocimiento de la biología de *Apanteles* sp. (Hymenoptera: Braconidae). Revista Facultad de Ciencias Básicas, 1:125-126.
- Faria CA, Torres JB, Fernandes AMV y Farias AMI. 2008. Parasitism of *Tuta absoluta* in tomato plants by *Trichogramma pretiosum* Riley in response to host density and plant structures. Ciência Rural, 38:1504-1509.
- García P. 2009. Sublethal effects of pyrethroids on insect parasitoids: What we need to further know. IntechOpen. <https://goo.gl/uygJN7>, consulta septiembre de 2018.
- Ghoneim K. 2014. Parasitic insects and mites as potential biocontrol agents for a devastating pest of tomato *Tuta absoluta* Meyrick (Lepidoptera: Gelechiidae) in the world: A review. International Journal of Advanced Research, 2:81-115.
- Giustolin TA, Vendramin JD, Alves SB y Vieira SA. 2001. Pathogenicity of *Beauveria bassiana* (Bals.) Vuill. to *Tuta absoluta* (Meyrick) (Lepidoptera: Gelechiidae) reared on two genotypes of tomato. Neotropical Entomology, 30(3):417-421.
- Gómez J. 2014. Desarrollo de un bioplaguicida a base de granulovirus para el control de *Tuta absoluta* (Meyrick, 1917) (Lepidoptera: Gelechiidae) en el cultivo de tomate de mesa *Solanum lycopersicum* L. bajo cubierta. Tesis de doctorado, Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, 216 p.
- Gómez-Valderrama J, Herrera L, Uribe-Vélez D, López-Ferber M y Villamizar L. 2014. An immunological method for granulovirus detection in larvae of *Tuta absoluta*: Searching for isolates with prospects for biological control of this pest in Colombia. International Journal of Pest Management, 60(2):136-143.
- González A, Altésor P, Sellanes C y Rossini C. 2012. Aplicación de feromonas sexuales en el manejo de lepidópteros plaga de cultivos agrícolas (pp. 343-360). En: Rojas JC y Malo EA (Eds.). Temas selectos en ecología química de insectos, El Colegio de la Frontera Sur, Tapachula, Chiapas.
- González-Cabrera J, Mollá O, Montón H y Urbaneja A. 2010. Efficacy of *Bacillus thuringiensis* (Berliner) in controlling the tomato borer, *Tuta absoluta* (Meyrick) (Lepidoptera: Gelechiidae). Biocontrol, 56:71-80.
- Grousset F, Suffert M y Petter F. 2015. EPPO Study on pest risks associated with the import of tomato fruit. EPPO Bulletin, 45:153-156.
- Guedes RNC y Picanço MC. 2012. The tomato borer *Tuta absoluta* in South America: Pest status, management and insecticide resistance. EPPO Bulletin, 42:211-216.
- Guedes RNC, Picanço MC, Matioli AL y Rocha DM. 1994. Effect of insecticide and tomato cultivation systems in the control of *Scrobipalpaloides absoluta* (Meyrick) (Lepidoptera: Gelechiidae). Anais da Sociedade Entomológica do Brasil, 23:321-325.
- Gul A, Mahmood I, Imadi SR y Shazadi K. 2016. Effects of pesticides on environment (pp. 253-269). En: Hakeem KR, Akhtar MS y Akmar SN (Eds.). Plant, soil and microbes, Vol. 1. Springer, Cham.
- Hardy M. 2011. Using selective insecticides in sustainable IPM. CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources, 6(39). <https://goo.gl/w10n9L>, consulta septiembre de 2018.
- Hassan MN y Al-Zaidi S. 2009. *Tuta absoluta*: A serious pest advancing in the Mediterranean region. Role of pheromones in management strategies. Integrated Pest Management, 51:85-87.
- Hassan SA, Bigler F, Bogenschütz H, Boller E, Brun J, Calis JNM y Mansour F. 1991. Results of the fifth joint pesticide testing programme carried out by the IOBC/WPRS-Working Group "Pesticides and Beneficial Organisms". Entomophaga, 36(1):55-67.
- Hassan SA, Bigler F, Bogenschütz H, Boller E, Brun J, Calis JNM, Coremans-Pelseneer J, Duso C, Grove A, Heimbach U, Helyer N, Hokannen H, Lewis GB, Mansour F, Moreth L, Polgar L, Samsøe-Petersen L, Sauphanor B, Stäubli A, Sterk G, Vainio A, Veire MV, Viggiani G y Vogt H. 1994. Results of the sixth joint pesticide testing programme of the IOBC/WPRS. Entomophaga, 39(1):107-119.
- Herrera M. 2013. Determinación del efecto de productos fitosanitarios utilizados en el cultivo del tomate sobre el parasitoido *Apanteles gelechiidivorus* Marsh (Hymenoptera: Braconidae). Trabajo de grado, Facultad de Ciencias Básicas y Aplicadas, Universidad Militar Nueva Granada, Bogotá, 64 p.
- IPM Impact. 2017. Side-effects database. <http://www.ipmimpact.com/>, consulta enero de 2017.
- Jaramillo JE, Sánchez GD, Rodríguez VP, Aguila PA, Gil LF, Hío JC, Pinzón LM, García MC, Quevedo D, Zapata MÁ, Restrepo JF y Guzmán M. 2013. Tecnología para el cultivo de tomate bajo condiciones protegidas. Corpoica, Bogotá, 482 p.
- Jeschke P. 2016. Propesticides and their use as agrochemicals. Pest Management Science, 72:210-225.
- Kaoud HA. 2014. Alternative methods for the control of *Tuta absoluta*. GJMAS Journal, 2:41-46.
- Koppert. 2017. Efectos secundarios. <https://www.koppert.es/efectos-sekundarios/>, consulta enero de 2017.
- Lobos E, Occhionero M, Werenitzky D, Fernandez J, Gonzalez LM, Rodriguez C y Oehlschlager AC. 2013. Optimization of a trap for *Tuta absoluta* Meyrick (Lepidoptera: Gelechiidae) and trials to determine the effectiveness of mass trapping. Neotropical Entomology, 42(5):448-457.
- Loni A, Rossi E y Van Achterberg K. 2011. First report of *Agathis fuscipennis* in Europe as parasitoid of the tomato leafminer *Tuta absoluta*. Bulletin of Insectology, 64:115-117.
- Luna MG, Sánchez NE y Pereyra PC. 2007. Parasitism of *Tuta absoluta* (Lepidoptera: Gelechiidae) by *Pseudapanteles dignus* (Hymenoptera: Braconidae) under laboratory conditions. Environmental Entomology, 36:887-893.
- Luna M, Pereyra P y Sánchez N. 2012. Biological control of *Tuta absoluta* (Lepidoptera: Gelechiidae) in protected tomato crops in Argentina. IOBC-WPRS Bulletin, 80:177-182.

- Luna M, Pereyra P, Coviella C, Nieves E, Savino V, Salas-Gervassio N, Luft E, Virla E y Sánchez N. 2015. Potential of biological control agents against *Tuta absoluta* (Lepidoptera: Gelechiidae): Current knowledge in Argentina. *Florida Entomologist*, 98(2):489-494.
- Mafra-Neto A, Borges R, Stoltman L y Zeni D. 2010. Pheromone tools for early detection and control of the invasive tomato leafminer, *Tuta absoluta*. Entomological Society of America 2010. 58th Annual Meeting, diciembre 12-15, San Diego, California.
- Marchiori CH, Silva CG y Lobo P. 2004. Parasitoids of *Tuta absoluta* (Meyrick, 1917) (Lepidoptera: Gelechiidae) collected on tomato plants in lavras, State of Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Biología*, 64:551-552.
- Martins JC, Picanço MC, Bacci L, Liz RS y Morais HC. 2016. Life table determination of thermal requirements of the tomato borer *Tuta absoluta*. *Journal of Pest Science*, 89(4):897-908.
- Medeiros MA. 2007. Papel da biodiversidade no manejo da traça-do-tomateiro *Tuta absoluta* (Meyrick, 1917) (Lepidoptera: Gelechiidae). *Revista Brasileira de Agroecologia*, 4(1). <https://goo.gl/zhv3GP>, consulta septiembre de 2018.
- Medeiros MA, Sujii ER, Rasi GC, Liz RS y Morais HC. 2009. Padrão de oviposição e tabela de vida da traça-do-tomateiro *Tuta absoluta* (Meyrick) (Lepidoptera, Gelechiidae). *Revista Brasileira de Entomologia* 53:452-456.
- Megido RC, Haubruge E y Verheggen FJ. 2013. Pheromone-based management strategies to control the tomato leafminer, *Tuta absoluta* (Lepidoptera: Gelechiidae). A review. *Revue de Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 17:475-482.
- Michereff Filho M, Vilela E, Gulab N, Attygalle A, Svatos A y Meinwald J. 2000. Initial studies of mating disruption of the tomato moth. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 11:621-628.
- Mochizuki F, Miyake Y, Ishibashi N y Fukumoto T. 2012. Method for disrupting mating of *Tuta absoluta*. European Patent application. EP 2 465 349 A2. Shin-Etsu Chemical Co. Ltd. Tokio: European Patent Application.
- Mohan M, Sushil SN, Bhatt JC, Gujar GT y Gupta HS. 2007. Synergistic interaction between sublethal doses of *Bacillus thuringiensis* and *Campoletis chlorideae* in managing *Helicoverpa armigera*. *BioControl*, 53:375-386.
- Mollá O, Alonso M, Monton H, Beitia F, Verdu M, González-Cabrera J y Urbaneja A. 2010. Control biológico de *Tuta absoluta*. Catalogación de enemigos naturales y potencial de los miridos depredadores como agentes de control. *Phytoma Spain*, 217:42-46.
- Monserrat A. 2009. La polilla del tomate *Tuta absoluta* en la región de Murcia: bases para su control. *Serie Técnica y de Estudios*, 34:74.
- Morales J, Rodríguez D y Cantor F. 2013. Estandarización de la cría masiva de *Apanteles gelechiidivoris* Marsh (Hymenoptera: Braconidae) para el control de *Tuta absoluta* Meyrick (Lepidoptera: Gelechiidae). *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 9:20-37.
- Morales J, Muñoz L, Rodríguez D y Cantor F. 2014. Acción combinada de feromona sexual y de avispas *Apanteles gelechiidivoris* para el control de *Tuta absoluta* en cultivos de tomate. *Acta Biológica Colombiana*, 19:175-184.
- Moya-Raygoza G, Virla E y Luft E. 2012. Diversity of egg parasitoids attacking *Dalbulus maidis* (Hemiptera: Cicadellidae) populations at low and high elevation sites in Mexico and Argentina. *Florida Entomologist*, 95:105-112.
- OILB, 2017. Database on selectivity of pesticides. Table: [http://www.iobcwpr.org/ip\\_ipm/03022\\_IOBC\\_PesticideDatabase\\_2005.pdf](http://www.iobcwpr.org/ip_ipm/03022_IOBC_PesticideDatabase_2005.pdf). Explanations: [http://www.iobcwpr.org/ip\\_ipm/03021\\_IOBC\\_WorkingDocumentPesticides\\_Explanations.pdf](http://www.iobcwpr.org/ip_ipm/03021_IOBC_WorkingDocumentPesticides_Explanations.pdf), consulta enero de 2017.
- Pires LM, Marques EJ, De Oliveira JV y Alves SB. 2010. Seleção de isolados de fungos entomopatogênicos para o controle de *Tuta absoluta* Meyrick (Lepidoptera: Gelechiidae) e sua compatibilidade com alguns inseticidas usados na cultura do tomateiro. *Biological Control*, 39:977-984.
- Ramírez L, Ramírez N, Fuentes LS, Jiménez J y Hernández Fernández J. 2010. Estandarización de un bioensayo y evaluación preliminar de tres formulaciones comerciales de *Bacillus thuringiensis* sobre *Tuta absoluta* Meyrick (Lepidoptera: Gelechiidae). *Revista Colombiana de Biotecnología*, 12:12-21.
- Razuri V y Vargas E. 1975. Biology and behaviour of *Scrobipalpula absoluta* Meyrick (Lep., Gelechiidae) on tomatoes. *Revista Peruana de Entomología*, 18:84-89.
- Roda AL, Brambila J, Barria J, Euceda X y Korytkowski C. 2015. Efficiency of trapping systems for detecting *Tuta absoluta* (Lepidoptera: Gelechiidae). *Journal of Economic Entomology*, 108:2648-2654.
- Rodríguez M, Gerding M y France A. 2006. Efectividad de aislamientos de hongos entomopatogénicos sobre larvas de polilla de tomate *Tuta absoluta* Meyrick (Lepidoptera: Gelechiidae). *Agricultura Técnica*, 66(2):159-165.
- Roubos CR, Rodríguez-Saona C e Isaacs R. 2014. Mitigating the effects of insecticides on arthropod biological control at field and landscape scales. *Biological Control*, 75:28-38.
- Santos MF, Campos MR, Bravim JN, Bravim J, Oliveira EE y Guedes RNC. 2016. Non-targeted insecticidal stress on the neotropical brown stink bug *Euschistus heros*. *Crop Protection*, 82:10-16.
- Sattar S, Saljoqi A, Arif M y Sattar H. 2011. Toxicity of some new insecticides against *Trichogramma chilonis* (Hymenoptera: Trichogrammatidae) under laboratory and extended laboratory conditions. *Pakistan Journal of Zoology*, 43(6):1117-1125.
- Savino V, Coviella CE y Luna MG. 2012. Reproductive biology and functional response of *Dineulophus phthorimeae*, a natural enemy of the tomato moth, *Tuta absoluta*. *Journal of Insect Science*, 12:1-14.
- Shashank P, Chandrashekhar K, Meshram N y Shreedevi K. 2015. Occurrence of *Tuta absoluta* (Lepidoptera: Gelechiidae) an invasive pest from India. *Indian Journal of Entomology*, 77(4):323-329.
- Silva TBM, Silva WM, Campos MR, Silva JE, Ribeiro LMS y Siqueira HAA. 2016. Susceptibility levels of *Tuta absoluta* (Meyrick) (Lepidoptera: Gelechiidae) to minor classes of insecticides in Brazil. *Crop Protection*, 79:80-86.
- Siqueira H, Guedes RNC, Fragoso DB y Magalhaes LC. 2001. Abamectin resistance and synergism in Brazilian populations of *Tuta absoluta* (Meyrick) (Lepidoptera: Gelechiidae). *International Journal of Pest Management*, 47:247-251.
- Speranza S, Melo M, Luna M y Virla E. 2014. First record of *Zelus obscuridorsis* (Hemiptera:Reduviidae) as a predator of the South American tomato leafminer *Tuta absoluta* (Lepidoptera: Gelechiidae). *Florida Entomologist*, 97:295-297.
- Stark JD, Vargas R y Banks JE. 2007a. Incorporating ecologically relevant measures of pesticide effect for estimating the compatibility of pesticides and biocontrol agents. *Journal Economic Entomology*, 100(4):1027-1032.
- Stark JD, Sugayama RL y Kovaleski A. 2007b. Why demographic and modeling approaches should be adopted for estimating the effects of pesticides on biocontrol agents. *BioControl*, 52(3):365-374.
- Taha AM, Afsah AFE y Fargalla FH. 2013. Evaluation of the effect of integrated control of tomato leafminer *Tuta absoluta* with sex pheromone and insecticides. *Nature and Science*, 11(7):26-29.
- Talebi K, Kavousi A y Sabahi Q. 2008. Impacts of pesticides on arthropod biological control agents. *Pest Technology*, 2:87-97.
- Terzidis AN, Wilcockson S y Leifert C. 2014. The tomato leaf miner *Tuta absoluta*: Conventional pest problem, organic management solutions? *Organic Agriculture*, 4:43-61.
- Theiling KM y Croft BA. 1988. Pesticide side-effects on arthropod natural enemies: A database summary. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 21:191-218.
- Tonnang H, Mohamed S, Khamis F y Ekesi S. 2015. Identification and risk assessment for worldwide invasion and spread of *Tuta absoluta* with a focus on Sub-Saharan Africa: Implications for phytosanitary measures and management. *PLOS ONE*, 10(8): e0135283.
- Torres Gregorio J, Argente J, Díaz MA y Yuste A. 2009. Aplicación de *Beauveria bassiana* en la lucha biológica contra *Tuta absoluta*. *Agrícola Vergel: Fruticultura, Horticultura, Floricultura*, 326:129-132.
- Tropea Garzia G, Siscaro G, Biondi A y Zappalà L. 2012. *Tuta absoluta* a South American pest of tomato now in the EPP0 region: Biology, distribution and damage. *EPP0 Bulletin*, 42:205-210.
- Umoru P y Powell W. 2002. Sub-lethal effects of the insecticides pirimicarb and dimethoate on the aphid parasitoid *Diaeretiella rapae* (Hymenoptera: Braconidae) when attacking and developing in insecticide-resistant hosts. *Biocontrol Science and Technology*, 12:605-614.
- Urbaneja A, Montón y Molla O. 2009. Suitability of the tomato borer *Tuta absoluta* as prey for *Macrolophus pygmaeus* and *Nesidiocoris tenuis*. *Journal of Applied Entomology*, 133(2):22-26.
- Urbaneja A, Desneux N, Gabarra R, Arnó J, González-Cabrera J, Mafra Neto A, Stoltman L, Pinto A y Parra JRP. 2013. Biology, ecology and management of the South American tomato pinworm, *Tuta absoluta*. Potential invasive pests of agricultural crops (pp. 98-125). En: Peña J. *Potential Invasive Pests of Agricultural Crops*. CAB International, Washington, D. C.
- Vacas S, Alfaro C, Primo J y Navarro-Llopis V. 2011. Studies on the development of a mating disruption system to control the tomato leafminer, *Tuta absoluta* Povolny (Lepidoptera: Gelechiidae). *Pest Management Science*, 67(11):1473-1480.
- Vacas S, López J, Primo J y Navarro-Llopis V. 2013. Response of *Tuta absoluta* (Lepidoptera: Gelechiidae) to different pheromone emission levels in greenhouse tomato crops. *Environmental Entomology*, 42:1061-1068.

- Vallejo FA. 1999. Mejoramiento genético y producción de tomate en Colombia. Universidad Nacional de Colombia, Palmira.
- Van der Straten M, Potting R y Van der Linden A. 2011. Introduction of the tomato leafminer *Tuta absoluta* into Europe. En: Proceedings of the Netherlands Entomological Society Meeting, 22:23-30.
- Vargas H. 1970. Observaciones sobre la biología y enemigos naturales de la polilla del tomate, *Gnorimoschema absoluta* (Meyrick) (Lep: Gelechiidae). *Idesia*, 1:75-110.
- Vélez R. 1997. Plagas agrícolas de impacto económico en Colombia: bionomía y manejo integrado. Universidad de Antioquia, Medellín.
- Virgala R. 2006. Evaluación de algunos insecticidas para el control de la "polilla del tomate", *Tuta absoluta* (Lepidoptera: Gelechiidae) y su efecto residual sobre el parasitoide *Trichogrammatoidea bactrae* (Hymenoptera: Trichogrammatidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 65:57-65.
- Wanumen A. 2012. Evaluación de diferentes densidades de liberación de *Apanteles gelechiivoris* Marsh (Hymenoptera: Braconidae) para el control de *Tuta absoluta* Meyrick (Lepidoptera: Gelechiidae) en condiciones comerciales. Tesis de maestría, Facultad de Ciencias Básicas y Aplicadas, Universidad Militar Nueva Granada, Bogotá, 62 p.
- Zappalà L, Bernardo U, Biondi A, Cocco A, Deliperi S, Delrio G, Giorgini M, Pedata P, Rapisarda C, Garzia GT y Siscaro G. 2012. Recruitment of native parasitoids by the exotic pest *Tuta absoluta* in Southern Italy. *Bulletin of Insectology*, 65:51-61.
- Zappalà L, Biondi A, Alma A, Ibrahim, Al-Jboory IJ, Arnò J, Bayram A, Chailleux A, El-Arnaouty A, Gerling D, Guenaoui Y, Shaltiel-Harpaz L, Siscaro G, Stavrinides M, Tavella L, Vercher R, Urbaneja A y Desneux N. 2013. Natural enemies of the South American moth, *Tuta absoluta*, in Europe, North Africa and Middle East, and their potential use in pest control strategies. *Journal of Pest Science*, 86(4):635-647.

