

Vol. 24(2) • Bogotá-Colombia • Julio-Diciembre de 2021

Colombia FORESTAL



Publicación de la Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales - Proyecto Curricular de Ingeniería Forestal • ISSN 0120-0739
Universidad Distrital Francisco José de Caldas



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS

Colombia FORESTAL



Universidad Distrital Francisco José de Caldas
Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales
Colomb. For. Volumen 24 Número 2. Bogotá, D.C. Julio-Diciembre de 2021 ISSN 0120-0739
Publicación semestral

Editor

René López Camacho, Ph.D(c).
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.

Comité editorial

Andrés Avella Muñoz, Ph.D.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.

Camila Pizano, Ph.D.
Universidad Icesi. Colombia.

Carlos Alfonso Zafra Mejía, Ph.D.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.

Beatriz Salgado Negret, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.

Esteban Galeano Gómez, Ph.D.
Universidad de Alberta. Canadá.

Julio Eduardo Beltrán Vargas, Ph.D.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.

Olga Patricia Pinzón, Ph.D.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.

René López Camacho, Ph.D(c).
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Facultad de Medio Ambiente
y Recursos Naturales. Colombia.

Preparación editorial y diseño

Centro de Investigaciones y Desarrollo Científico / Universidad Distrital Francisco José de Caldas

Coordinación editorial-CIDC

Fernando Piraquive

Corrección de estilo para español

Lorena Niño

Corrección de estilo en inglés

Esteban Galeano Gómez, Ph.D.
Universidad de Alberta. Canadá.

Fotografía de la cubierta

Guillermo Prieto Palacios
Colores del Bosque. Centro Experimental Amazónico - CEA
Corpoamazonia / Mocoa - Putumayo.

Diagramación electrónica y diseño de cubierta

Andrés Mauricio Enciso

Grupo de árbitros del presente número

Alexander Feijoo Martinez, Ph.D.
Universidad Tecnológica de Pereira. Colombia

Ana Francisca González, Ph.D.
Universidad de Pamplona. Colombia.

Antonio Carlos Batista, Ph.D.
Universidad Federal de Paraná. Brasil.

Camilo Andrés Correa Ayram, Ph.D.
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Colombia.

Georgina Conti, Ph.D.
Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal. Argentina.

Jordi Izquierdo Figarola, Ph.D.
Universidad Politécnica de Cataluña. España.

Juan Campos Alanis, Ph.D.
Universidad Autónoma del Estado de México. México.

Juan Carlos Suarez Salazar, Ph.D.
Universidad de la Amazonia. Colombia.

Juan Ramón Molina Martínez, Ph.D.
Universidad de Córdoba. España.

María del Rosario Rojas Robles, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.

Carlos Le Quesne, Ph.D.
Universidad Austral de Chile. Chile.

Rosven Libardo Arévalo Fuentes, Ph.D.
Universidad del Tolima. Colombia.

Comité científico

Antoine Cleff, Ph.D.
Universidad de Amsterdam. Holanda.

Catalina Segura, Ph.D.
Oregon State University. Estados Unidos de América.

Felipe Bravo Oviedo, Ph.D.
Universidad de Valladolid. España.

Guillermo Trincado, Ph.D.
Universidad Austral de Chile. Chile.

Jesús Orlando Rangel, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.

Jorge Ignacio del Valle, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.

Joseph W. Veldman, Ph.D.
Universidad Estatal de Iowa. Estados Unidos de América.

Pablo Stevenson, Ph.D.
Universidad de los Andes. Colombia.

Sandra Rodríguez Piñeros, Ph.D.
Universidad Autónoma de Chihuahua. México.

Universidad Distrital Francisco José de Caldas, sede Vivero – Avenida Circunvalar – Venado de Oro, Bogotá, Colombia.

Correo electrónico: colombiaforestal.ud@correo.udistrital.edu.co

Portal web: <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor>

Colombia Forestal está bajo una licencia Creative Commons-4.0 Colombia License.



Atribución-Compartir Igual

Contenido

IN MEMORIAM	5
Artículos de Investigación Científica y Tecnológica	
ANÁLISIS DE LA DEFORESTACIÓN EN LA MACARENA, ANTES Y DESPUÉS DE LOS ACUERDOS DE PAZ <i>Analysis of deforestation in La Macarena before and after the peace agreements</i> Jully Andrea Forero Riaño, Manuel Francisco Polanco Puerta	9
CAUSALIDAD DE LOS INCENDIOS FORESTALES EN PINAR DEL RÍO, CUBA (1975-2018) <i>Causality of forest fires in Pinar del Río, Cuba (1975-2018)</i> Mailyvis Ynouye-Francés, Marcos Pedro Ramos-Rodríguez, Luis Wilfredo Martínez-Becerra, Jesús María Cabrera-Reina, Raúl González-Rodríguez, Armando Duany-Dangel	24
REDUCCIÓN DE EMISIONES DE CARBONO POR DEFORESTACIÓN EVITADA EN BOSQUES DEL ESPINAL (ENTRE RÍOS, ARGENTINA) <i>Reduction of emissions by avoided deforestation in forests of Espinal (Entre Ríos, Argentina)</i> Silvana María José Sione, Hernán Jair Andrade, Marcelo Germán Wilson, Leandro Javier Rosenberger, María Carolina Sasal, Silvia Gabriela Ledesma, Emmanuel Adrián Gabioud	39
SERIES DE CLIMA EN ANILLOS DE <i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg. Y <i>Anacardium excelsum</i> (Bertero ex Kunth) Skeels <i>Climate series in rings of Aspidosperma polyneuron Müll.Arg. y Anacardium excelsum (Bertero ex Kunth) Skeels</i> Ana María Briceño-J. y Jesús Orlando Rangel-Ch	52
DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE MUÉRDAGO ENANO EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA MARIPOSA MONARCA <i>Spatial distribution of dwarf mistletoe in Monarch Butterfly Biosphere Reserve</i> Nancy Martínez-Martínez, José Francisco Ramírez-Dávila, Fidel Lara-Vázquez, Dulce Karen Figueroa-Figueroa	65
DECLARACIÓN DE BUENAS PRÁCTICAS EDITORIALES Y NORMAS ÉTICAS DE COLOMBIA FORESTAL	82
INSTRUCCIONES PARA LOS AUTORES	85

ARTÍCULOS
DE INVESTIGACIÓN
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



IN MEMORIAM



Eduardo Alfonso Bermúdez Rubiano

*“Esto para mí no es un trabajo,
es una vocación”*

Crédito de foto: Fundación Yarumo. Jardín
Botánico Forestal de Cundinamarca



Gilberto Emilio Mahecha Vega

*“El hombre que podía hablar
con los árboles”*

Crédito de foto: Viviana Pinzón



Rubén Darío Moreno Orjuela

“Hacer que las cosas sucedan”

Crédito de foto: José Miguel Orozco

En este 2021 hemos sufrido la pérdida de tres de nuestros queridos colegas, y es por ello que desde la Revista Científica Colombia Forestal deseamos honrar la memoria de estos ingenieros que aportaron desde diferentes áreas del conocimiento de las ciencias forestales a buscar un mejor manejo de nuestro patrimonio natural.

Eduardo Bermúdez Rubiano. Fue de los primeros Ingenieros forestales en reconocer la importancia estratégica de la Amazonia donde efectuó recorridos por el Rio Cotuhé y el Churuyaco. Conocido cariñosamente como *el cirujano de los árboles*, se destacó en el campo forestal por promover la silvicultura urbana desde 1978, donde adelantó diversos trabajos en elaboración y ejecución de diseños paisajísticos, tratamientos integrales en el arbolado urbano, capacitaciones en silvicultura y arboricultura urbana, participó activamente en la realización de cursos de Paisajismo, Arboricultura Urbana, siempre buscando que los profesionales forestales estuvieran al día en sus conocimientos e incursionaran cada vez con mayor injerencia en

temas tan importantes como la planificación del desarrollo urbano teniendo como protagonista al arbolado. Efectuó Bloqueos y traslados de árboles en varias ciudades del país. Por sus manos pasaron árboles de importancia histórica y cultural, como el nogal ubicado en la calle 77 con carrera 9a., el cual cuenta con más de 200 años, siendo uno de los árboles más antiguos de Bogotá; la ceiba de Gigante (Huila), árbol insigne del día que se abolió la esclavitud en Colombia; el cual fue plantado el 5 de octubre de 1851 por el expresidente José Hilario López y que llegó a su fin el pasado 21 de mayo, los eucaliptos de Hato Grande, la casa campestre de la Presidencia de la República; los cipreses, del parque El Country, entre otros. Adelantó el Plan Maestro Ambiental y Paisajístico del Parque Ecológico Renacer, contribuyó a la identificación de los árboles patrimoniales en Bogotá y durante más de 30 años se dedicó a intervenir y salvarles la vida a cerca de 6000 árboles de la ciudad. Como bien lo expresó Eduardo, a través de su escrito: *El Rol de la Ingeniería Forestal en el Campo*

de la Arboricultura Urbana y el Paisajismo, gracias a estos aportes se logra que los Ingenieros Forestales dejaran de ser “invitados de piedra” en los grandes proyectos urbanos, donde el paisajismo es un elemento de gran importancia. Eduardo fue Miembro Asociado de la Sociedad Colombiana de Arquitectos Paisajistas, Gerente del Inderena, trabajó en la Corporación Forestal de Cundinamarca y la Corporación del Valle del Cauca CVC y fue presidente de la Asociación Colombiana de Ingenieros Forestales ACIF. Falleció en Bogotá el 06 de abril de 2021.

Gilberto Emilio Mahecha Vega. “El hombre que podía hablar con los árboles”. Docente, ecólogo y reconocido investigador del Jardín Botánico, desde 1971 fue pionero en la enseñanza de la Dendrología en Colombia, aportando valiosa información para identificar especies de plantas a partir de características vegetativas como el tipo de hoja, la filotaxia, las estípulas y los exudados. Fue fundador y ex director del Herbario Forestal de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas (UDFJC), siendo el principal colector de la mayoría de los especímenes de esta colección gracias a su labor como profesor de Dendrología de varias generaciones de ingenieros forestales, y a lo largo de sus 60 años de vida profesional siempre buscó conocer y documentar la riqueza florística de nuestro territorio. En el año 2002 el Consejo Superior Universitario de la UDFJC reglamentó e institucionalizó dicha unidad académica con el nombre de “Herbario Forestal Gilberto Emilio Mahecha Vega” (UDBC), reconociendo de esta manera su labor y esfuerzo en la consolidación de la colección. Son innumerables los escritos adelantados por el Profesor Gilberto Mahecha, que seguirán siendo herramientas esenciales en la formación de ingenieros forestales y como textos de consulta; muchos de estos publicados junto a otros colegas como Luis Enrique Acero, Rodrigo Echeverri o Roberto Rodríguez Soto, entre otros¹.

Adicionalmente, algunas de sus colecciones sirvieron para la publicación de especies nuevas y fueron nombradas en su honor, como el caso de los “molinillos”: *Magnolia gilbertoi* (G. Lozano C.) Govaerts y *Magnolia mahechae* (G. Lozano C.) Govaerts, o la “ceiba de Mámbita”: *Spiroteca mahechae* Fern. Alonso. Otro número importante de ejemplares recolectados por el Profesor Mahecha se emplearon para la descripción de nuevas especies, como el “marfil” *Isidodendron tripterocarpum*, los “molinillos” *Magnolia magnifolia*, *Magnolia georgii*, el “leche miel” *Lacmellea abbreviata*, el caipe *Orphanodendron grandiflorum* y el “barniz de la paz” *Elaeagia pacisnascis*, entre otras.

El Profesor Mahecha siempre compartió su conocimiento de una forma generosa y amplia con profesionales de distintas áreas, alumnos, colegas y todo aquel que quisiera saber acerca de los árboles. Su legado e influencia en los estudiantes que formó durante más de cuatro décadas, inculcando el amor y el respeto por los bosques y sus habitantes, permanecerá por siempre. Un sentido reconocimiento a quien falleció en Bogotá el 18 de abril a la edad de 80 años.

Rubén Darío Moreno Orjuela. El 07 de mayo falleció en la ciudad de Pereira este destacado ingeniero, quien dedicó 31 años de su vida profesional a la Corporación Autónoma Regional de Risaralda (CARDER). A través de su trabajo profesional logró ser un referente para el desarrollo de la Gobernanza Forestal y el uso sostenible de los bosques en Colombia, y adelantó bastantes trabajos en los Guadales, realizando importantes escritos².

Lideró importantes iniciativas frente a la gestión ambiental, participando en diversos proyectos de cooperación internacional con instituciones como la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), el Banco Interamericano de Desarrollo (BID), la Unión Europea (UE), el Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento (BIRF), el Instituto Forestal Europeo (EFI) y la World Wild Fund Colombia (WWF por sus

¹ Consultar la lista de publicaciones del Profesor Mahecha en la sección de Referencias.

² Consultar la lista de publicaciones del Profesor Moreno en la sección de Referencias.

siglas en inglés; en español: ‘Fondo Mundial para la Naturaleza’).

Participó activamente en los proyectos adelantados en el marco del Forest Law Enforcement Governance and Trade (FLEGT) y para el posicionamiento de la Gobernanza Forestal en Colombia, logrando la consolidación de elementos claves para promover el aprovechamiento sostenible de los bosques. Así mismo, lideró y estructuró el Pacto Intersectorial por la Madera Legal en Colombia que promovió el establecimiento de la plataforma web *Elija madera legal*, mediante la cual se visibilizan las empresas forestales que operan de acuerdo a la legislación.

Gran parte de su conocimiento lo compartió durante sus años de docencia en la Universidad Tecnológica de Pereira (UTP), aportando a la

discusión sobre varias problemáticas forestales del país y siempre buscando e impulsando iniciativas que permitieran fortalecer la normatividad, la vigilancia y la Gobernanza Forestal, con la finalidad de mejorar las condiciones de vida de quienes dependen económicamente de los bosques y practican su aprovechamiento.

Por último, permítanme expresar en nombre del Comité Editorial de Colombia Forestal, y en el mío propio, el sentimiento de pesar que nos embarga frente a estas irreparables pérdidas. Sin duda, extrañaremos a nuestros colegas y compañeros.

Agradecemos al profesor José Miguel Orozco, al Ingeniero German Tovar y al profesor William Ariza por la lectura y enriquecimiento del presente In Memoriam.

René López Camacho
Editor *Colombia Forestal*

REFERENCIAS

- Bermúdez Rubiano, E.** (2009). El rol de la Ingeniería Forestal en el campo de la Arboricultura Urbana y el Paisajismo. En A. Leguizamón Barbosa (Ed.), *Historia y Aportes de la Ingeniería Forestal en Colombia. Volumen I* (pp. 211). Asociación Colombiana de Ingenieros Forestales ACIF.
- Mahecha Vega, G. E.** (1970). *Estudio de la vegetación nativa: Cuenca del Río Calima*.
- Mahecha Vega, G. E.** (1982). *Estudios Generales del Sector Maderero en el Litoral Pacífico Colombiano - Dendrología: Memoria Detallada 4*. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC).
<https://www.inciva.gov.co/storage/Cientes/INCIVA/Principal/imagenes/contenidos/13090-CESPEDESIA%20Vol%2011%20No%2041-42%20Ene%20-%20Jun%201982-.pdf>
- Mahecha Vega, G. E.** (1997). *Fundamentos y metodologías para la identificación de plantas*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt/Ministerio del Medio Ambiente-Proyecto Biopacífico.
- Mahecha Vega, G. E.** (1999). *Estudio florístico de la biorregión del Macizo Colombiano: principios y procedimientos para el conocimiento de las plantas superiores del trópico americano*. Ministerio del Medio Ambiente/ CORMAGDALENA/IDEAM/UAESPNN.
- Mahecha Vega, G. E.** (2010). *Arbolado urbano de Bogotá*. Alcaldía Mayor de Bogotá.
- Mahecha Vega, G. E.** (2015). *Jardinería Urbana de Bogotá*. Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis.
- Mahecha Vega, G. E. y Echeverri-Restrepo, R.** (1983). *Árboles del Valle del Cauca*. Progreso Corporación Financiera S. A.
- Mahecha Vega, G. E., Acero Duarte, L. E. y Rodríguez Soto, R.** (1984). *Estudio dendrológico de Colombia*. Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Mahecha Vega, G. E., Barrero Barrero, D., Camello Salamanca, D., Ovalle Escobar, A. y Rozo Fernández, A.** (2004). *Vegetación del territorio CAR: 450 especies de sus llanuras y montañas*. Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR).
- Moreno Orjuela, R. D.** (2004). *Guadua para todos: cultivo y aprovechamiento*. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial/ CARDER/GTZ/CORTOLIMA/CORPOCALDAS/ CVC.
- Moreno Orjuela, R. D.** (2009). *Análisis de dos nuevos conceptos para el manejo forestal de los guaduales naturales en Risaralda* [Tesis de Especialización, Universidad Tecnológica de Pereira]. Repositorio institucional de la Universidad Tecnológica de Pereira.
<http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/handle/11059/1490/63492M843.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Moreno Orjuela, R. D. y Capera, C.** (2005). *Guadua en el Eje Cafetero Colombiano: aspectos económicos*. GTZ-Programa ambiental.
- Moreno Orjuela, R. D., Duque Escobar, G. y Ortiz Ortiz, D.** (2012). *Proyecto Posicionamiento de la Gobernanza Forestal en Colombia. Legalidad y sostenibilidad de la guadua en la ecorregión cafetera*. Corporación Autónoma Regional del Risaralda (CARDER).





UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Análisis de la deforestación en La Macarena, antes y después de los acuerdos de paz

Analysis of deforestation in La Macarena before and after the peace agreements

Jully Andrea Forero Riaño^{1*}  y Manuel Francisco Polanco Puerta 

Forero Riaño, J. A. y Polanco Puerta, M. F. (2021). Análisis de la deforestación en La Macarena, antes y después de los acuerdos de paz. *Colombia Forestal*, 24(2), 9-23.

Recepción: 3 de junio 2020

Aprobación: 12 de abril 2021

Resumen

La presente investigación analizó la deforestación antes y después de los acuerdos de paz en los territorios del Área de Manejo Especial de La Macarena –AMEM–, pertenecientes al municipio de La Macarena, Meta. La metodología utilizada permitió comparar el cambio de área de bosque de 2015 a 2018 del AMEM, gracias a la aplicación de tres ecuaciones de tasa de deforestación, el cálculo del porcentaje de incremento en deforestación y el desarrollo de encuestas. Como resultado, este fenómeno aumentó en las cuatro áreas: dos Parques Nacionales Naturales –PNN– y dos Distritos de Manejo Integrado –DMI–, siendo el área más afectada el PNN Tinigua, con un incremento de deforestación de 1176.1 %, a consecuencia de diversos factores: el contexto histórico-social de necesidades insatisfechas y la violencia y ausencia de figuras del Estado, que se suman a motores de deforestación como el acaparamiento de tierras producto del incumplimiento de los acuerdos de paz.

Palabras clave: Área de Manejo Especial de La Macarena –AMEM–, distrito de manejo integrado, incremento de deforestación, tasa de deforestación.

Abstract

This research analysed deforestation before and after the peace agreements in territories of “La Macarena Special Management Area” -AMEM-, in the municipality of La Macarena, Meta, Colombia. The methodology used compared the change in forest area from 2015 to 2018 in the AMEM areas with the application of three deforestation rate equations and the calculation of the percentage of increase in deforestation, as well as the development of surveys. As a result, deforestation increased in the four areas: two National Natural Parks –PNN– and two Integrated Management Districts –DMI–, being the most affected area the PNN Tinigua, with an increase in deforestation of 1176.1 % as a result of different reasons: the historical-social context of unsatisfied needs and the violence and absence of state figures, which add to drivers of deforestation such as land grabbing as a result of non-compliance with the peace agreements.

Keywords: La Macarena special management area –AMEM–, integrated management district, increased deforestation, deforestation rate.

¹ Universidad de Manizales, Manizales, Colombia.

* aforero79310@umanizales.edu.co. Autora para correspondencia.

INTRODUCCIÓN

El Acuerdo Final para la Terminación del Conflicto y la Construcción de una Paz Estable y Duradera, firmado el 24 de noviembre de 2016 entre el Gobierno de Colombia y las Fuerzas Armadas Revolucionarias de Colombia - Ejército del Pueblo –FARC-EP– contempla la formalización masiva de la pequeña y mediana propiedad rural como posible alternativa para las comunidades asentadas en el territorio; en lo relacionado con el componente ambiental este incluye el cierre de la frontera agrícola y la protección de zonas de reserva mediante la recuperación comunitaria de bosques (Gobierno Nacional y FARC-EP, 2016). El acuerdo marca el punto de partida para la modificación de algunas dinámicas en los bosques de Colombia, que se caracterizan por su alta biodiversidad.

Nuestro país, uno de los más biodiversos en el mundo por km², es el segundo con mayor biodiversidad a nivel de plantas y el primero en anfibios y peces de agua dulce (Moreno *et al.*, 2016); además, cuenta con un alto número de especies endémicas, 8803 aproximadamente (Moreno *et al.*, 2019), que lo ubica como uno de los países con los mayores endemismos (Andrade Correa, 2011) producto de la heterogeneidad interna, dada la suma de sus componentes climáticos y geográficos.

Sin embargo, la biodiversidad de Colombia se encuentra en decremento a causa de la deforestación (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 1998, citado por Andrade, 2011) y es considerada como la principal amenaza de pérdida de biodiversidad a nivel mundial (Etter *et al.*, 2006).

En el caso de la Amazonía, por ejemplo, como resultado de la presión demográfica (Andrade y Castro, 2012), las actividades económicas de los procesos poblacionales han tenido impacto en la degradación de los ecosistemas naturales (Armenteras *et al.*, 2006). Y pese a que el Estado aprobó, con el Documento CONPES 4021 de 2020, una Política Nacional para el Control de la Deforestación y la Gestión Sostenible de los Bosques, su diagnóstico indica que las figuras de conservación y protección que limitan

el uso del suelo como los resguardos indígenas y los PNN, aunque han incidido favorablemente en la conservación, también han sufrido procesos de pérdida de bosque que pone en riesgo los servicios ecosistémicos (CONPES 4007 de 2020).

La deforestación, además de ser una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad en los bosques naturales, es una de las que más genera gases de efecto invernadero (Rodríguez, 2007). Aparte de sus implicaciones frente al cambio climático, también genera problemáticas puntuales en los ecosistemas circundantes afectando negativamente, por ejemplo, a gasterópodos del suelo, disminuyendo así el contenido de materia orgánica e incrementando el PH y la temperatura (Blanco-Libreros *et al.*, 2013).

Como posibles factores que aceleran la deforestación en Colombia se encuentran el cambio de reglas locales de uso del suelo, dada la presencia o ausencia de actores armados, y los desafíos en la implementación de los acuerdos de paz (IDEAM y MADS, 2018). Adicionalmente, los cultivos ilícitos son otra causa de este problema (Cárdenas-Torres, 2006).

Con el fin de cuantificar la deforestación, el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia –IDEAM– desarrolló un protocolo de procesamiento digital que brinda información sobre la superficie deforestada: una publicación oficial de periodicidad anual (Galindo *et al.*, 2014). Si se toma esta cifra anual en hectáreas de bosque transformado y se aplica la tasa anual de deforestación, es posible identificar los cambios de cobertura forestal en dos momentos diferentes (Puyravaud, 2003).

Para el caso del municipio de La Macarena en el departamento del Meta, se observa que confluyen una alta biodiversidad y una alta deforestación. Este municipio, además de hacer parte del AMEM, se encuentra en la zona oriental de la cordillera de los Andes, en la Orinoquía y la Amazonía, convergiendo en la Sierra de La Macarena, que se presume fue un centro de dispersión de flora y fauna para el continente (Idrobo, 1984). A lo largo de su historia, La Macarena ha sufrido del ciclo llamado colonización armada (Espinosa, 2006), aunque también se destaca por la actividad ganadera, causante de

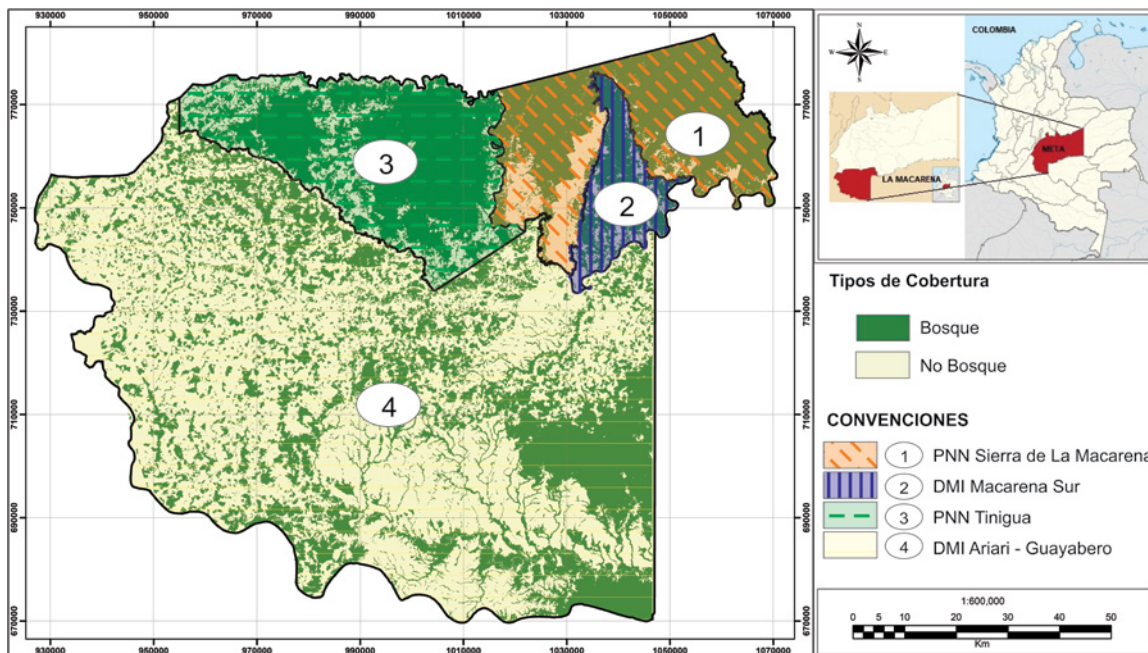


Figura 1. Área de estudio: Municipio de La Macarena, ubicado en el departamento del Meta.

Nota: hacen parte de este municipio el PNN Sierra de La Macarena, el PNN Tinigua, el DMI Ariari Guayabero y el DMI Macarena Sur. También se evidencia un área de bosque continuo en el PNN Tinigua. El DMI Ariari Guayabero es el área con mayor representatividad, contando con un porcentaje de ocupación del 70.09 % como se observa en la Tabla 1.

la praderización y que afecta zonas de bosque muy importantes (CORMACARENA, 2016).

En las áreas boscosas de este municipio la colonización y la deforestación están ligadas. Conforme a lo indicado por Botero-García *et al.* (2019), para el AMEM la colonización se inició hacia la década de los años 30 del siglo pasado; luego se produjo una segunda etapa en la década de los 50, resultado de la violencia entre liberales y conservadores; posteriormente, se desarrolló un tercer proceso de colonización en la década de los 80. Cabe resaltar que, sumado a estos procesos, en el territorio hay presencia de grupos armados al margen de la ley, como el Bloque oriental de las FARC-EP con los frentes 40 y 7, y la columna móvil Luis Pardo (UNODC y MinJusticia, 2015).

Por lo anterior, en este trabajo se definió, como objetivo principal, analizar la deforestación en las áreas del AMEM del municipio de La Macarena entre 2015 y 2018, dos años antes y dos años después de los acuerdos de paz, y como objetivos específicos: i) determinar si hubo cambio en la tendencia de la deforestación en los periodos comprendidos entre

2015-2016 y 2017-2018 en las áreas del AMEM presentes en La Macarena, al aplicar las tasas de deforestación, y ii) examinar la relación de los acuerdos de paz con los bosques en La Macarena.

MATERIALES Y MÉTODOS

Unidad de análisis y ubicación

El estudio se desarrolló en La Macarena, municipio que limita al sur y al occidente con el departamento de Caquetá; al oriente, con el departamento de Guaviare; y al norte, con los municipios de Vista Hermosa, Mesetas y Uribe en el departamento del Meta (Figura 1). En su totalidad, este municipio hace parte del Área de Manejo Especial de La Macarena –AMEM–, de gran importancia biológica, ecológica y biogeográfica (Granados-Martínez *et al.*, 2018), reconocida como reserva biológica de la humanidad por la Ley 52 de 1948. A su vez, el AMEM está conformado por cuatro Parques Nacionales Naturales [PNN] y tres Distritos de Manejo Integrado [DMI].

Tabla 1. Hectáreas y porcentaje de ocupación de los DMI y PNN en el municipio de La Macarena.

Área del municipio de La Macarena	Hectáreas	Porcentaje (%) de ocupación en el municipio
DMI Ariari Guayabero	743 388.18	70.09
DMI Macarena Sur	38 399.47	3.62
PNN Sierra de la Macarena	12 5425.74	11.83
PNN Tinigua	153 368.31	14.46

Fuentes de información

Para aplicar el cálculo de las tasas de deforestación se emplearon los resultados de cambio de cobertura obtenidos de la información oficial para Colombia, la cual corresponde a la cuantificación brindada por el IDEAM a escala 1:100 000. Los productos en raster de la implementación del protocolo de procesamiento digital de imágenes para la cuantificación de la deforestación en Colombia, nivel nacional escala gruesa y fina (Cabrerá *et al.*, 2011), y del protocolo de procesamiento digital de imágenes para la cuantificación de la deforestación en Colombia (Galindo *et al.*, 2014), se obtuvieron utilizando imágenes satelitales Landsat 7, Landsat 8 y Sentinel 2 en el software QGIS, que permitieron cuantificar las áreas afectadas por este fenómeno e identificar los sitios críticos de ocurrencia a nivel espacial durante un periodo determinado.

Se realizaron 23 encuestas semiestructuradas siguiendo la metodología de encuestas empleada por Carr (2003) en su estudio sobre colonización y deforestación en la Reserva de la Biosfera Maya. Para el caso del presente estudio el primer segmento de estas encuestas fue llevado a cabo de manera presencial el 6 de noviembre de 2018 en la escuela veredal de Getsemaní 1, en el marco de una reunión comunitaria a la cual asistieron representantes de las veredas Getsemaní 1, Getsemaní 2, La Batalla 2, El Verdugo, El Oasis, El Edén del Tigre y El Triunfo, y el segundo segmento, a consecuencia de dificultades de orden público y del estado de emergencia declarado a causa del COVID-19, se desarrolló a través de encuestas telefónicas a los presidentes de Juntas de Acción Comunal –JAC– y a

líderes del listado otorgado por la Alcaldía municipal. Las encuestas presentaron tres componentes: 1) actividades económicas, 2) uso del bosque natural y 3) alternativas para la protección de los recursos naturales.

Técnicas de análisis

La investigación desarrollada tuvo un enfoque mixto, ya que se realizó un análisis de la pérdida de bosques en cada una de las figuras ambientales que componen el municipio (PNN Tinigua, PNN Sierra de La Macarena, DMI Ariari Guayabero y DMI Macarena Sur) en los dos años previos y los dos años posteriores a la firma del acuerdo de paz; estos resultados se complementan con el empleo de técnicas de recolección de información por medio de 23 encuestas realizadas a presidentes de las JAC y a líderes del municipio, y la revisión del contexto social y de los acuerdos de paz firmados en Colombia en noviembre de 2016.

Respecto al análisis e identificación de los cambios de cobertura por pérdida de bosque en el municipio de La Macarena, se procedió a calcular las tasas de deforestación y su porcentaje de incremento con base en la información suministrada por el IDEAM, que corresponde a 9024 polígonos de deforestación en todo el municipio, equivalentes a 43 859.68 ha de bosque intervenido y transformado. Se emplearon como categorías las cuatro áreas del AMEM presentes en el municipio (dos PNN y dos DMI) y su relación en los dos años previos y los dos posteriores a la firma de los acuerdos de paz, utilizando el test no paramétrico de Mann-Whitney para evaluar la relación del tamaño de los polígonos,

antes y después de la firma de los acuerdos. Esta información se contrastó con la observación directa y con los resultados del procesamiento de las encuestas, que contaron con tres secciones: la primera correspondió a las actividades económicas, tipo de ganadería y productos agrícolas; la segunda a la relación con el bosque natural; y la tercera a las alternativas de mitigación frente al daño ambiental, la cual, aunque proponía preguntas abiertas, presentó respuestas reiterativas por parte de los encuestados. Esta metodología es una variación de la empleada por [Monjardín-Armenta et al. \(2017\)](#).

Con el fin de evaluar los cambios en deforestación antes y después de la firma de los acuerdos de paz en las cuatro categorías ambientales, se calculó la tasa promedio anual de deforestación mediante la Ecuación 1 ([IDEAM, 2002; Ruiz et al., 2011](#)):

$$TMAD = \frac{AB_{t1} - AB_{t2}}{n} \quad (1)$$

Donde:

TMAD = tasa promedio anual de deforestación

AB_{t1} = área bosque momento 1

AB_{t2} = área bosque momento 2

n = diferencia de los años entre el momento t1 y el momento t2

Para determinar la tasa de deforestación en %/año se usó la Ecuación 2 empleada por [Pozzobon y Osorio \(2002\)](#), la cual expresa el porcentaje de área disminuida por año:

$$Td = \left(\frac{AB_{t1} - AB_{t2}}{AB_{t1} * n} \right) * 100 \quad (2)$$

Donde:

Td = tasa de deforestación por año (%/año)

AB_{t1} = área bosque momento 1

AB_{t2} = área bosque momento 2

n = diferencia de los años entre el momento t1 y el momento t2

Para el cálculo de la tasa de deforestación se utilizó la fórmula de tasa de deforestación empleada por la [FAO \[Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación\] \(1996\)](#)

(Ecuación 3) y la fórmula de tasa de deforestación propuesta por [Puyravaud \(2003\)](#) (Fórmula 4):

$$Td_{FAO}(r) = \left(\frac{AB_{t2}}{AB_{t1}} \right)^{\frac{1}{(t2-t1)}} - 1 \quad (3)$$

$$Td_P(q) = \frac{1}{(t2-t1)} * \ln \frac{AB_{t2}}{AB_{t1}} \quad (4)$$

Donde:

Td_{FAO}(r) = tasa de deforestación empleada por la [FAO \(1996\)](#)

Td_P(q) = tasa de deforestación empleada por [Puyravaud \(2003\)](#)

AB_{t1} = área bosque momento 1

AB_{t2} = área bosque momento 2

n = diferencia de los años entre el momento t1 y el momento t2

t₁ = año de inicio del momento 1

t₂ = año de inicio del momento 2

Adicional a lo anterior, se propuso emplear la fórmula de incremento porcentual para obtener el resultado del porcentaje de aumento en deforestación, realizando la comparación de los años previos y posteriores a los acuerdos de paz. Para ello se utilizó la siguiente fórmula:

$$\%ID = \left(\frac{(TMAD_{t2} - TMAD_{t1})}{TMAD_{t1}} \right) * 100$$

%I.D. = porcentaje de incremento de deforestación

TMAD_{t1} = tasa promedio anual de deforestación en el momento 1

TMAD_{t2} = tasa promedio anual de deforestación en el momento 2

RESULTADOS

Análisis de deforestación antes y después de los acuerdos de paz

Con las hectáreas y el número de polígonos de bosque natural perdidos de 2015 a 2018, obtenidos de la información oficial generada por el IDEAM para la cuantificación de la deforestación, se

discriminaron las cuatro áreas del AMEM presentes en el municipio de La Macarena y se comparó el cambio en relación a dos periodos: dos años anteriores a la firma de los acuerdos de paz y dos años después de la firma, observando lo siguiente:

En la [Figura 2](#) se presenta la cartografía con polígonos de deforestación antes y después de los acuerdos de paz en las cuatro categorías de manejo, evidenciando que aumentó la deforestación en este municipio después de los acuerdos de paz.

Con el fin de identificar el área que sufrió más pérdida de bosque natural, en la [Tabla 2](#) se detallan las hectáreas perdidas, así como la cantidad de polígonos en las áreas del AMEM presentes en el municipio antes y después de los acuerdos.

En la [Tabla 2](#) se observa que aumentaron tanto las hectáreas como el número de polígonos después de los acuerdos de paz; sin embargo, no se evidencia que dicha relación sea directamente proporcional. Por tanto, se procedió a realizar la prueba del test

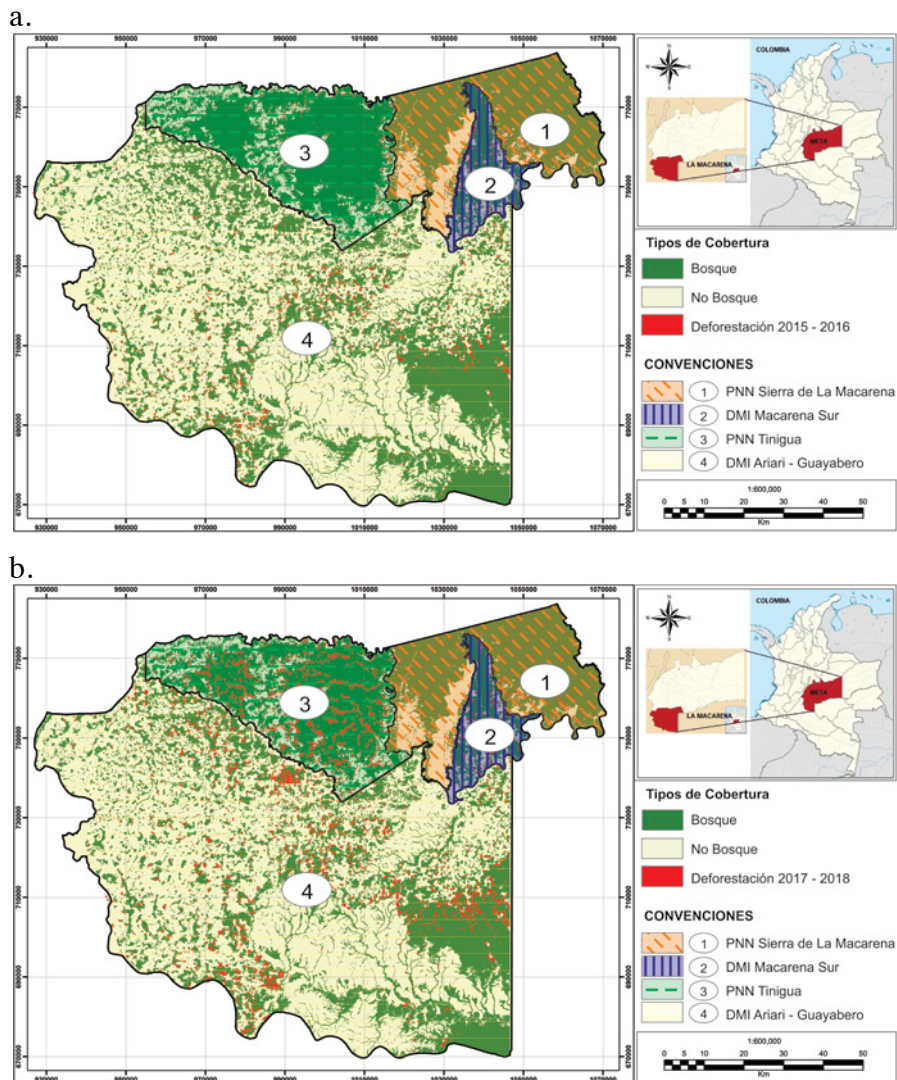


Figura 2. a. Deforestación antes de la firma de los acuerdos de paz; **b.** Deforestación después de la firma de los acuerdos de paz.

Nota: en las figuras están señaladas las cuatro áreas del AMEM presentes en el municipio: PNN Sierra de La Macarena (1), DMI Macarena Sur (2), PNN Tinigua (3) y DMI Ariari Guayabero (4).

Tabla 2. Deforestación de las áreas del AMEM presentes en el municipio en los años previos y posteriores a los acuerdos de paz.

Áreas de AMEM	Antes de los Acuerdos		Después de los Acuerdos		Def. Total (Ha)	# Polígonos Totales
	Def. (Ha)	# Polígonos	Def. (Ha)	# Polígonos		
DMI Ariari Guayabero	7565.56	2363	19 555.1	4049	27 121	6412
DMI Macarena Sur	701.39	307	1139.5	250	1841	557
PNN Sierra de la Macarena	249.34	111	478.1	112	727	223
PNN Tinigua	1029.76	302	13 140.9	1530	14 171	1832

de Mann-Whitney-Wilcoxon, en la que se compararon las medianas de las áreas deforestadas con un resultado de $p = 2.2e-16$, lo que permite confirmar que los polígonos deforestados son de mayor área después de la firma de los acuerdos de paz. El incremento de pérdida de bosque natural en cada categoría de manejo del AMEM se observa en la [Figura 3](#).

En la [Figura 3](#) se observa el aumento de deforestación después de la firma de los acuerdos de paz, más visible en el PNN Tinigua y en el DMI Ariari Guayabero.

Al aplicar las fórmulas de tasa de deforestación y porcentaje de incremento para las cuatro áreas del AMEM presentes en La Macarena en los

periodos previo y posterior a la firma de los acuerdos de paz, como se observa en la [Tabla 3](#), se identificó un aumento drástico de pérdida de bosque natural en los años posteriores a los acuerdos.

Con base en la [Tabla 3](#), se identificó un aumento considerable en la pérdida de bosque natural después de la firma de los acuerdos de paz. Los registros oficiales en los informes anuales de monitoreo a la deforestación exponen un incremento considerable de deforestación en los años posteriores a la firma de los acuerdos de paz con 5238 hectáreas de bosque perdido en 2016 ([IDEAM y MADS, 2017](#)), 114 61 hectáreas perdidas en 2017 ([IDEAM y MADS, 2018](#))

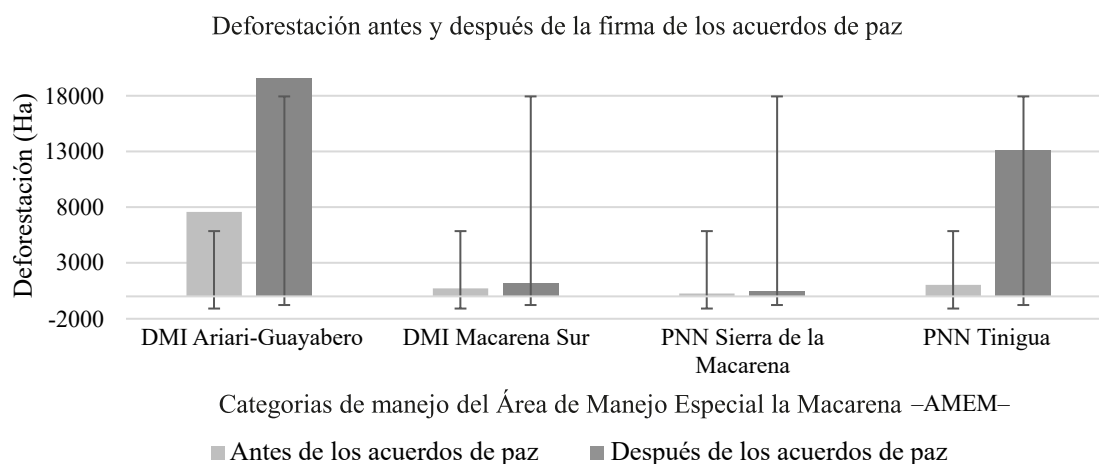
**Figura 3.** Relación de áreas deforestadas por categorías de manejo en el municipio de La Macarena, Meta, antes y después de la firma de los acuerdos de paz.

Tabla 3. Tasa promedio anual de deforestación –TMAD- y Tasas de deforestación –Td– en las cuatro áreas del AMEM presentes en el municipio de La Macarena, antes y después de la firma de los acuerdos de paz.

	TMAD A*	TMAD D*	Td %/ Año A*	Td %/ Año D*	Td FAO A*	Td Fao D*	Td P. A*	Td P. D*	%ID
DMI Ariari Guayabero	3782.8	9777.5	1.348	3.581	-0.014	-0.036	-0.014	-0.037	158.5
DMI Macarena Sur	350.7	569.8	1.386	2.315	-0.014	-0.023	-0.014	-0.024	62.5
PNN Sierra de la Macarena	124.7	239.1	0.127	0.244	-0.001	-0.002	-0.001	-0.002	91.8
PNN Tinigua	514.9	6570.5	0.454	5.843	-0.005	-0.060	-0.005	-0.062	1176.1

Nota: A*: antes de los acuerdos de paz; D*: después de los acuerdos de paz.

y 18 680 hectáreas deforestadas en 2018 (IDEAM y MADS, 2019). El análisis a nivel de categorías de manejo del AMEM del presente estudio permitió identificar que las áreas más afectadas corresponden a: el PNN Tinigua, que pasó de una tasa media anual de 514.8 ha.año⁻¹ a 6570.4 ha.año⁻¹, lo que indicó un crecimiento de 1176.1 % en deforestación, y el DMI Ariari Guayabero, que pasó de 3782.7 ha.año⁻¹ a una tasa de 9777.5 ha.año⁻¹, lo que indicó un crecimiento de 159 % en deforestación con respecto a la tasa de deforestación FAO (r) y la tasa de deforestación empleada por Puyravaud (q). Se evidencia la misma tendencia de incremento de la deforestación para todas las áreas después de los acuerdos.

Análisis de las encuestas

La deforestación está asociada, más que a la concentración poblacional, a las actividades

económicas emanadas de la misma. Debido a esto, en la primera sección de las encuestas se buscó establecer qué relación existe entre la población y las actividades económicas, el tipo de ganadería y los productos agrícolas (Tabla 4); la segunda sección correspondió a la relación con el bosque natural (Tabla 5); y la tercera, a las alternativas de mitigación al daño ambiental, sección que, aunque proponía preguntas abiertas, evidenció respuestas reiterativas por parte de los encuestados.

Como se observa en la Tabla 4, la actividad que más se desarrolla en el municipio de La Macarena es la ganadería con un 46 %, seguida de la agricultura con 34.9 %. El tipo de ganadería que más se presenta en la zona es de mediana escala con 46 %, y el producto agrícola que se siembra con mayor frecuencia es la yuca, que representa un 24 %.

Según la Tabla 5, se identifica que la madera para leña es el producto del bosque más usado con un 48 %, seguido de madera en bloque con

Tabla 4. Actividades económicas, tipo de ganadería y productos agrícolas en el municipio de La Macarena.

Sección 1 (Actividades económicas)	Actividad	Respuestas	Tipo de ganadería	Respuestas	Producto agrícola	Respuestas
		Ganadería	46 %	Mediana escala	46 %	Yuca
	Agricultura	34.90 %	Plátano			22 %
	Extracción de madera	8.10 %	Pequeña escala	42 %	Arroz	16 %
	Infraestructura	4.50 %	Gran escala	12 %	Caña	10 %
	Cultivos de uso ilícito	4.50 %			Pasto	4 %
	Turismo	2 %			Otros	24 %

Tabla 5. Relación con el bosque natural en el municipio de La Macarena.

	Empleo de productos del bosque	Respuestas	Recurso natural afectado	Respuestas
Sección 2	Madera para leña	48.35 %	Bosque	40.48 %
	Madera en bloque	27.55 %	Agua	28.57 %
	Carne de monte	10.43 %	Aire	14.29 %
	Hojas para techo	6.80 %	Fauna	9.52 %
	Frutos alimenticios	6.80 %	Suelo	7.14 %

un 27.55 %. Frente al recurso natural afectado por las actividades actuales, el 40.48 % de los encuestados indicó que el bosque es el recurso más afectado, seguido del agua con 28.57 %.

Respecto a la última sección (las alternativas de mitigación al daño ambiental), en las propuestas para la conservación de los recursos naturales se formuló el siguiente interrogante: ¿qué alternativas considera que se pueden emplear para la protección de los recursos naturales? Aunque la pregunta fue abierta, la mayoría de la comunidad encuestada coincidió en que es necesario implementar proyectos productivos con maquinaria para los suelos; también en la necesidad de aumentar la cobertura mediante la reforestación y la creación de incentivos para la conservación; en menor medida indicaron que se requiere una política pública de ganadería intensiva y una adecuada titulación de predios.

DISCUSIÓN

Al calcular la tasa de deforestación se identificó que fue superior en todas las categorías de manejo del municipio de La Macarena en los años posteriores a los acuerdos; resultados que ratifican la tendencia de incremento de afectaciones ambientales en coberturas naturales presentada por con [Armenteras et al. \(2019\)](#), quienes informan sobre el aumento de incendios tras la desmovilización de la guerrilla en Colombia en las áreas protegidas evaluadas. Esta tendencia persiste en los resultados obtenidos por [Murillo-Sandoval et al. \(2020\)](#) acerca del aumento acelerado de la perturbación del área boscosa en

toda la zona del cinturón de transición entre los Andes y la Amazonía. Frente a los resultados de la tasa de deforestación FAO (r) y la empleada por Puyravaud (q), se evidencia la misma tendencia de incremento después de los acuerdos. En el PNN Tinigua y los DMI Ariari Guayabero y Macarena Sur se observó que la tasa r es ligeramente superior a la tasa q, lo que coincide con los resultados obtenidos por [Puyravaud \(2003\)](#); sin embargo, las tasas de deforestación obtenidas en el presente estudio son superiores para el PNN Tinigua.

Al calcular el porcentaje de incremento en deforestación, se identificó que el área más afectada corresponde al PNN Tinigua donde la deforestación aumentó 1176.1 %, seguida del DMI Ariari Guayabero con 159 %, el PNN Sierra de La Macarena con 91.8 % y el DMI Macarena Sur con 62.5 %. Estos resultados coinciden con los obtenidos por [Murillo-Sandoval et al. \(2020\)](#), quienes indicaron que el incremento en deforestación después de los acuerdos de paz es más evidente en las áreas protegidas, en especial en el PNN Tinigua. La información oficial brindada en los resultados de monitoreo a la deforestación para Colombia también reporta que en 6 áreas protegidas se concentra más del 80% de la deforestación del sistema de parques, ubicándose el PNN Tinigua como uno de los tres parques con mayor deforestación en La Macarena, siendo el tercero más deforestado en 2016 ([IDEAM y MADS, 2017](#)), el segundo más deforestado en 2017 ([IDEAM y MADS, 2018](#)) y el primero más deforestado en Colombia en 2018 ([IDEAM y MADS, 2019](#)).

En otros países, a consecuencia de la firma de acuerdos de paz entre diferentes actores armados,

también se presentó un incremento en la tasa de deforestación –al igual que en Colombia–, como es el caso de Ruanda, República Democrática del Congo y Sierra Leona, lugares donde se generaron procesos de reasentamiento que terminaron acabando con miles de hectáreas de bosque, pues dichos acuerdos y su puesta en marcha no contemplaron el medioambiente, provocando así una crisis por los recursos y propiciando el surgimiento de nuevos grupos armados causantes de más inseguridad (Borrero, 2017).

Para el caso de Colombia, el acuerdo de paz no consideró los bosques como un factor central durante el proceso de negociación (Murillo-Sandoval *et al.*, 2020). La consecuencia de esto es que la deforestación, como lo indica Morales (2016), refleja la idea de que el ser humano tiene poder sobre la naturaleza, lo que ha impulsado que grupos al margen de la ley, mediante el empleo de colonos agricultores a menudo desplazados por la violencia, hayan realizado la explotación de nuevas tierras para el cultivo de coca y la expansión ganadera (Clerici *et al.*, 2018). A lo anterior se suman las dificultades para el ejercicio de las entidades que tienen como función la administración de los recursos naturales, ya que, como lo indica Botero-García *et al.*, (2019), no siempre pueden ingresar a los territorios los funcionarios encargados de salvaguardar las áreas protegidas amazónicas.

Las consecuencias del fenómeno de deforestación radican en el incremento de la fragmentación, la disminución de las áreas que mantienen y conectan el flujo genético a gran escala y el intercambio de biodiversidad (Clerici *et al.*, 2018), lo cual es particularmente negativo para el municipio de La Macarena, que hace parte del AMEM, un área que, sin embargo, ha sido objeto de la más variada legislación ambiental a fin de protegerla (Espinosa, 2006), por ejemplo con la Sentencia 4360 de 2018 (Corte Suprema de Justicia, Sala de Casación Penal, STC4360-2018, 2018), que exhorta a todos los entes del Estado a incrementar acciones para contrarrestar la deforestación en el bioma amazónico. Esto, no obstante, agudiza el

conflicto socioambiental que, si bien estaba enmarcado en figuras de protección, ahora tiene el agravante de considerar a la Amazonía como sujeto de derechos.

Frente a expuesto por las encuestas, se identificó que la actividad que más se desarrolla en el municipio de La Macarena es la ganadería a mediana escala, seguida de la agricultura con cultivos de yuca, plátano, arroz y caña, resultados que coinciden con los presentados por CORMACARENA (2016): “en el municipio actualmente se destacan actividades de ganadería, ecoturismo, cultivo de plátano, yuca, maíz, arroz y cultivos ilícitos” (p. 30). Lo anterior confirma la premisa de que la transformación de áreas boscosas es la respuesta de la necesidad de los pobladores por satisfacer sus necesidades económicas inmediatas (Ruiz Serna, 2003). Según Carr (2003), existe de igual manera una relación entre la deforestación y la finalidad de establecimiento de cultivos como el maíz y el frijol o de territorios para el ganado de res.

Así, los factores o motores de deforestación después de los acuerdos de paz configuraron unas características particulares a raíz de la ausencia de figuras del Estado y la presencia de grupos al margen de la ley, lo que se confirmó en el proceso de levantamiento de información del presente estudio. A esto se suman las expectativas de titulación expuestas dentro de los mismos acuerdos bajo el nombre de “Formalización masiva de la pequeña y mediana propiedad rural”, y la interrelación de algunas actividades económicas lícitas e ilícitas, como lo indican Murillo-Sandoval *et al.* (2020), quienes sostienen que el narcotráfico está fuertemente vinculado al acaparamiento de tierras para uso del ganado y producción de coca, actividades que requieren cada vez más extensiones. Lo anterior implica una inversión al momento de talar bosques y el ingreso a nuevas economías, lo que permite deducir que las comunidades campesinas no son los actores que promueven la deforestación. Por ello es que en su estudio Molano *et al.* (2013) resaltan la relación del fenómeno de colonización con prácticas como el cultivo de coca y la presencia de grupos al margen de la ley.

Un factor que persiste como motor de deforestación es la presencia de vías (Mena *et al.*, 2006; Murillo-Sandoval *et al.*, 2020) que, para el caso de La Macarena, aparte de realizarse en áreas incompatibles para su desarrollo, es el resultado del control ejercido por grupos ilegales (Botero-García *et al.*, 2019).

En cuanto a la actividad de cultivos ilícitos, las encuestas muestran un porcentaje del 4.08 % que la ubica en el cuarto renglón, después de la ganadería, la agricultura y la extracción de madera. De esta manera se evidencia que, al igual que la deforestación, el cultivo de coca es una actividad practicada en el municipio, dado que, conforme a lo expuesto por Puentes (2019), los cultivos ilícitos se concentran en los municipios del sur del departamento. Si bien las encuestas arrojaron un porcentaje bajo de esta actividad, el Meta y el Guaviare son regiones que históricamente han mantenido una alta concentración de cultivos de coca (SIMCI y UNODC, 2018) vinculados a actividades legales e ilegales, al acaparamiento de tierras y a la ganadería.

Entre las alternativas frente a la deforestación, Núñez (1992) reconoce el problema de los derechos de propiedad e indica que se debe profundizar en la incorporación del capital natural como activos económicos en el país. Por otra parte, Minaverry (2013) expone la necesidad de crear programas referidos al manejo de los recursos forestales, acompañados de políticas efectivas y educación ambiental, estimando que así se reducirían las tasas de deforestación y mejoraría la calidad de vida de las comunidades asociadas a los bosques. Por su lado, Ramos y García (2012) recomiendan que en colegios y escuelas se generen mayores conocimientos relacionados con la temática de la deforestación. Otras estrategias a nivel territorial adelantadas para contrarrestar la deforestación por parte de las entidades encargadas de administrar los recursos naturales en estas áreas, son: abarcar medidas de articulación inter-institucional entre la corporación ambiental y los PNN, promover estrategias comunitarias como el

Pago por Servicios Ambientales e incrementar la cobertura vegetal.

Los programas educativos se complementan con lo expuesto por Maya (1991), quien indica que es indispensable encontrar un camino para explicar la relación entre el ser humano y el sistema natural, debido a que la naturaleza ya se encuentra intervenida y el hombre no actúa como un individuo independiente y libre de contacto con lo que lo rodea. No obstante, se hace preciso conocer las dinámicas propias de la zona y evaluar los cambios en la diversidad, midiendo la configuración de agrosistemas y el grado de conectividad con los hábitats naturales contiguos antes de iniciar con cualquier iniciativa enfocada a la reducción de la deforestación (León, 2014). De ahí que González y Riascos (2007) señalen la necesidad de encontrar mecanismos para fortalecer el reconocimiento de las realidades del territorio y de los actores involucrados.

Por último, dada la complejidad de la zona estudiada en términos del componente social y político, sumado a que hace parte de una reserva biológica de la humanidad, se deduce que los modelos de protección de los PNN y de los DMI no son suficientes para garantizar la protección de ecosistemas tan importantes como los presentes en el municipio de La Macarena. Por tanto, como lo indican Sollund *et al.* (2019), las medidas a tomar para detener las tasas de deforestación deben concretarse antes de que continúe la pérdida de más ecosistemas claves. Así mismo, sería adecuado emplear la conservación inclusiva como un mecanismo a ejecutar cuando se presenten conflictos entre las comunidades por el manejo de las áreas (De Pourcq *et al.*, 2017).

CONCLUSIONES

En los años posteriores a los acuerdos de paz, en el municipio de La Macarena se generó un aumento de deforestación. Al comparar los dos años previos y los dos años siguientes a la firma de los acuerdos, se identificó que es oportuna la aplicación de la fórmula de porcentaje de incremento de deforestación

(%ID) ya que, al estar dada en términos de cobertura perdida, evidenció que los cambios en dinámicas del territorio como resultado de la firma de los acuerdos de paz repercutieron en la aceleración de la pérdida de cobertura forestal.

Este proceso acelerado de pérdida de bosque natural incide directamente en la disminución de conectividad para el AMEM, así como en una baja de aportes ecosistémicos. Sin embargo, aunque hay una relación entre la firma de los acuerdos de paz y la deforestación, esta no es directa, dada la multiplicidad de factores como la presencia en el territorio de disidencias de las FARC-EP y el contexto histórico-social de necesidades insatisfechas, de violencia y de ausencia de figuras del Estado.

De las cuatro áreas del AMEM presentes en el municipio de La Macarena, la que ha sufrido mayor pérdida de bosque natural es el PNN Tinigua, donde se observa un incremento en deforestación del 1176.1 % y que tiene como agravante el ser un área protegida perteneciente al bioma amazónico, sujeto de derechos desde 2018; el DMI Ariari Guayabero le sigue con un incremento de deforestación de 158.5 %.

Este incremento de deforestación en el municipio de La Macarena después de los acuerdos de paz se convierte en una externalidad negativa, más que de los acuerdos, de la falta de capacidad de respuesta para su implementación. El desmedido uso de los recursos naturales evidencia el poco arraigo por el territorio y resalta problemas coyunturales que se han presentado históricamente en el área y que no han sido atendidos de manera adecuada, lo que deriva en una disminución de aportes ecosistémicos del bosque e incrementa la fragmentación en esta reserva biológica de la humanidad. Por tanto, la deforestación no debe ser vista como un problema netamente ambiental sino de manera integral, incluyendo el contexto sociopolítico.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de Manizales y la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Área de Manejo

Especial La Macarena –CORMACARENA. También a Adriana Forero, Sara Lorena Pérez, Diego Barrios, Johan Ramírez, Héctor Fabio Almario (Q.E.P.D.), Andrés Acosta y Lorena Pinzón.

CONFLICTOS DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR EL AUTOR

Los autores son los únicos responsables de la obra en todos los aspectos que condujeron a la elaboración de su publicación. J.F. ideó la investigación, llevó a cabo la misma en terreno y realizó el análisis de datos de deforestación. J.F. y M.P. contribuyeron a la discusión y comentaron los borradores.

REFERENCIAS

- Andrade Correa, M. (2011).** Estado del conocimiento de la biodiversidad en Colombia y sus amenazas. Consideraciones para fortalecer la interacción ciencia-política. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 35(137), 491-508.
- Andrade, G. I. y Castro, L. G. (2012).** Degradación, pérdida y transformación de la biodiversidad continental en Colombia: invitación a una interpretación socioecológica. *Ambiente y Desarrollo*, 16(30), 53-54.
- Armenteras, D., Rudas, G., Rodríguez, N., Sua, S. y Romero, M. (2006).** Patterns and causes of deforestation in the Colombian Amazon. *Ecological Indicators*, 6(2), 353-368.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.014>
- Armenteras, D., Schneider, L. y Dávalos, L. M. (2019).** Fires in protected areas reveal unforeseen costs of Colombian peace. *Nature Ecology and Evolution*, 3(1), 20-23.
<https://doi.org/10.1038/s41559-018-0727-8>

- Blanco-Libreros, J. F., Taborda-Marín, A., Amortegui-Torres, V., Arroyave-Rincón, A., Estrada, E. A. y Leal-Flórez, J.** (2013). Deforestación y sedimentación en los manglares del Golfo de Urabá. *Gestión y Ambiente*, 16(2), 19-36.
- Borrero, W.** (2017). *Análisis contextual de los posibles efectos en la deforestación de Cartagena del Chairá, Caquetá, luego del Acuerdo de Paz firmado con la Farc-EP a partir de experiencias internacionales* (Tesis de Maestría), Universidad Distrital Francisco José De Caldas]. Repositorio Universidad Distrital Francisco José De Caldas. <https://repository.udistrital.edu.co/handle/11349/7627>
- Botero-García, R., López, F., Ospino, H., Ponce de León-Chaux, E. y Riveros, C.** (2019). *Áreas protegidas amazónicas y sus funcionarios como víctimas del conflicto armado*. Fundación para la Conservación y el Desarrollo Sostenible. <https://fcds.org.co/wp-content/uploads/2019/06/libro-areas-protegidas-amazonicas.pdf>
- Cabrera, E., Vargas, D. M., Galindo, G., García, M. C. y Ordoñez, M. F.** (2011). *Protocolo de procesamiento digital de imágenes para la cuantificación de la deforestación en Colombia, Nivel Nacional Escala gruesa y fina*. IDEAM. http://www.ideam.gov.co/documents/13257/13817/Protocolo_para_la_cuantificación_Deforestación_Nivel_Nacional.pdf
- Cárdenas-Torres, M. A.** (2006). Estimación de la deforestación por cultivos ilícitos en la zona de reserva forestal del Río Magdalena. *Colombia Forestal*, 9(19), 136-154.
- Carr, D. L.** (2003). Migración rural-rural y deforestación en la Reserva de la Biosfera Maya, Guatemala. Método de entrevistas. *Tiempos de América*, 10, 19-27.
- Clerici, N., Salazar, C., Pardo-Díaz, C., Jiggins, C. D., Richardson, J. E. y Linares, M.** (2018). Peace in Colombia is a critical moment for Neotropical connectivity and conservation: save the northern Andes–Amazon biodiversity bridge. *Conservation Letters*, 12(1), 1-7.
- CORMACARENA. Corporación para el Desarrollo Sostenible del Área de Manejo Especial La Macarena.** (2016). Identificación de acciones tempranas para disminuir la deforestación y degradación de bosques al sur del Departamento del Meta.
- Corte Suprema de Justicia. Sala de Casación Penal.** (05 de abril de 2018). Sentencia STC4360-2018. (MP Luis Armando Tolosa Villabona). <https://www.cortesuprema.gov.co/corte/wp-content/uploads/2018/04/STC4360-2018-2018-00319-011.pdf>
- De Pourcq, K., Thomas, E., Van Damme, P. y Léon-Sicaud, T.** (2017). Análisis de los conflictos entre comunidades locales y autoridades de conservación en Colombia. Causas y recomendaciones. *Gestión y Ambiente*, 20(1), 122-139. <https://doi.org/10.15446/ga.v20n1.71174>
- Documento CONPES 4007 de 2020 [Consejo Nacional de Política Económica y Social – CONPES].** Estrategia para el Fortalecimiento de la Gobernanza en el Sistema de Administración del Territorio. 26 de octubre de 2020. <http://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/1417>
- Documento CONPES 4021 de 2020 [Consejo Nacional de Política Económica y Social – CONPES].** Política Nacional para el Control de la Deforestación y la Gestión Sostenible de los Bosques. 21 de diciembre de 2020. <https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Conpes/Econ%C3%B3micos/4021.pdf>
- Espinosa, M.** (2006). Violencia y vida campesina: reconstrucción etnográfica de la violencia de la vida diaria en zonas rurales de la Sierra de la Macarena. *Revista Colombiana de Sociología*, 27, 151-168.
- Etter, A., Mcalpine, C., Phinn, S., Pullar, D. y Possingham, H.** (2006). Characterizing a tropical deforestation wave: a dynamic spatial analysis of a deforestation hotspot in the Colombian Amazon. *Global Change Biology*, 12(8), 1409-1420. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01168.x>
- FAO. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.** (1996). *Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes*. <http://www.fao.org/3/w0015e/W0015E00.htm>

- Galindo, G., Espejo, O. J., Rubiano, J. C., Vergara, L. K., Cabrera, E.** (2014). *Protocolo de procesamiento digital de imágenes para la cuantificación de la deforestación en Colombia. V 2.0*. IDEAM.
http://www.ideam.gov.co/documents/11769/44688974/Protocolo+de+PDI+para+la+cuantificacion+de+la+deforestacion+en+colombia+v2_1_.pdf/00b95004-53dd-49f9-ab09-16d8803ccd92?version=1.0
- Gobierno Nacional y FARC-EP.** (2016). *Acuerdo Final para la Terminación del Conflicto y la Construcción de una Paz Estable y Duradera*.
<http://www.altocomisionadoparalapaz.gov.co/procesos-y-conversaciones/Documentoscompartidos/24-11-2016NuevoAcuerdoFinal.pdf>
- González, Á. y Riscos A. E.** (2007). Panorama latinoamericano del pago por servicios ambientales. *Gestión y Ambiente*, 10(2), 129-144.
- IDEAM. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia.** (2002). Tasa media anual de deforestación. En *Primera generación de indicadores de la línea base de la información ambiental de Colombia (Tomo 2)*, pp. 764-769. IDEAM.
- IDEAM [Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia] y MADS [Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible].** (2017). *Estrategia integral de control a la deforestación. Actualización de cifras de monitoreo de bosques 2016*.
<http://www.ideam.gov.co/documents/24277/0/Presentaci%97n+Estrategia+Integral+de+Control+a+la+Deforestaci%97n/173f79bf-3e68-4cbc-9387-80123d09b5e2>
- IDEAM [Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia] y MADS [Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible].** (2018). *Resultados Monitoreo de la Deforestación 2017*.
http://www.ideam.gov.co/documents/24277/72115631/Actualizacion_cifras2017+FINAL.pdf/40bc4bb3-370c-4639-91ee-e4c6cea97a07
- IDEAM [Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia] y MADS [Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible].** (2019). *Resultados Monitoreo de la Deforestación 2018*.
http://www.ideam.gov.co/documents/24277/91213793/Actualizacion_cifras2018FINALDEFORRESTACION.pdf/80b719d7-1bf6-4858-8fd3-b5ce-192a2fdc
- Granados-Martínez, C., Lasso, C. A., Núñez-Avellaneda, M. y Morales-Betancourt, M. A.** (2018). Macroinvertebrados acuáticos de los ríos Guayabero medio, bajo Losada y bajo Duda, sierra de La Macarena, Meta, Colombia. En C. A. Lasso, M. A. Morales-Betancourt e I. D. Escobar-Martínez (Eds.), *Biodiversidad de la sierra de La Macarena, Meta, Colombia. Parte I. Ríos Guayabero medio, bajo Losada y bajo Duda* (pp. 97-120). Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
<https://doi.org/10.21068/a2018n02>
- León, T.** (2014). *Perspectiva ambiental de la agroecología: la ciencia de los agroecosistemas*. Universidad Nacional de Colombia.
- Ley 52 de 1948.** Por la cual se declara reserva nacional la sierra denominada La Macarena, en la Intendencia del Meta, y se crea la Estación Biológica José Jerónimo Triana. D. O. No. 26891.
<http://www.suin-juriscol.gov.co/viewDocument.asp?ruta=Leyes/1606080>
- Idrobo, J. M.** (1984). Defensa de La Macarena. *Colombia: Ciencia y Tecnología*, 2(1), 2/20.
- Maya, A. A.** (1991). Ciencia, cultura y medio ambiente. *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 26, 101-106.
- Mena, C. F., Bilsborrow, R. E. y McClain, M. E.** (2006). Socioeconomic drivers of deforestation in the Northern Ecuadorian Amazon. *Environmental Management*, 37(6), 802-815.
<https://doi.org/10.1007/s00267-003-0230-z>
- Minaverry, C.** (2013). Las comunidades locales y su relación con el aprovechamiento sostenible de los recursos del bosque en Argentina. *Gestión y Ambiente*, 16(2), 49-60.
- Molano, A., Fajardo, D., Carrizosa J. y Rozo F.** (2013). Yo le digo una de las cosas: la colonización de la reserva de La Macarena. *Revista Colombiana de Sociología*, 1(1), 119-125.

- Monjardín-Armenta, S. A., Pacheco-Angulo, C. E., Plata-Rocha, W. y Corrales-Barraza, G.** (2017). La deforestación y sus factores causales en el estado de Sinaloa, México. *Madera y Bosques*, 23(1), 7-22.
<https://doi.org/10.21829/myb.2017.2311482>
- Morales, G.** (2016). La apropiación de la naturaleza como recurso. Una mirada reflexiva. *Gestión y Ambiente*, 19(1), 141-154.
- Moreno, L. A., Andrade, G. I. y Ruíz-Contreras, L. F.** (Eds.). (2016). *Biodiversidad 2016. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
<http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.11761/32962>
- Moreno, L. A., Andrade, G. I. y Gómez, M. F.** (Eds.). (2019). *Biodiversidad 2018. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
<http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.11761/35365>
- Murillo-Sandoval, P. J., Van Dexter, K., Van Den Hoek, J., Wrathall, D. y Kennedy, R.** (2020). The end of gunpoint conservation: forest disturbance after the Colombian peace agreement. *Environmental Research Letters*, 15(3).
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6ae3>
- Núñez, J.** (1992). Desarrollo sustentable: un análisis en el sector forestal chileno. *Estudios de Economía*, 19, 257-276.
- Pozzobon, E. N. y Osorio, R. A.** (2002). Evaluación de las deforestaciones en la Reserva Forestal de Tico-poro, estado Barinas-Venezuela, en base al análisis multitemporal de imágenes de percepción remota. *Revista geográfica venezolana*, 43(2), 215-235.
- Puentes, J.** (25 de enero de 2019). La sustitución va lenta en uno de los municipios donde más se sembró coca. *Semana Rural*.
<https://semanarural.com/web/articulo/sustitucion-coca-pnis-meta-parques-nacionales/795>
- Puyravaud, J.** (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177, 593-596.
- Ramos, C. y García, M. R.** (2012). Estudio de percepción de la problemática ambiental en Arauca. *Revista Gestión y Ambiente*, 15(1), 119-128.
- Rodríguez S, L.** (2007). Protocolo de Kyoto: debate sobre ambiente y desarrollo en las discusiones sobre cambio climático. *Gestión y Ambiente*, 10(2), 119-128.
- Ruiz Serna, D.** (2003). Campesinos entre la selva, invasores de reservas. *Tabula Rasa*, 1, 183-210.
<https://doi.org/10.25058/20112742.n01.08>
- Ruiz, J., Cárdenas, W. y Baquero, C.** (2011). Deforestación y dinámica del bosque secundario en la Amazonia Colombiana 1986-2000. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 35(137), 531-545.
- SIMCI [Sistema Integrado de Monitoreo de Cultivos Ilícitos] y UNODC [Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito].** (2018). *Monitoreo de territorios afectados por cultivos ilícitos 2017 Colombia*.
https://www.unodc.org/documents/crop-monitoring/Colombia/Colombia_Monitoreo_territorios_afectados_cultivos_ilicitos_2017_Resumen.pdf
- Sollund, R., Maldonado, A. y Brieva Rico, C.** (2019). El acuerdo entre Noruega y Colombia para proteger los bosques tropicales y reducir el calentamiento global: ¿éxito o fracaso? *Revista Crítica Penal y Poder*, 16, 75-98.
- UNODC [Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito] y MinJusticia [Ministerio de Justicia y del Derecho].** (2015). *Atlas de la caracterización regional de la problemática asociada a las drogas ilícitas en el departamento de Meta*.
http://201.217.213.202/Portals/1/politica-regional/Docs/2016/REATLAS43_meta.pdf





UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Causalidad de los incendios forestales en Pinar del Río, Cuba (1975-2018)

Causality of forest fires in Pinar del Río, Cuba (1975-2018)

Mailyvis Ynouye-Francés¹ , Marcos Pedro Ramos-Rodríguez^{2*} , Luis Wilfredo Martínez-Becerra³ ,
Jesús María Cabrera-Reina⁴ , Raúl González-Rodríguez¹ , Armando Duany-Dangel¹ 

Ynouye-Francés, M., Ramos-Rodríguez, M. P., Martínez-Becerra, L. W., Cabrera-Reina, J. M., González-Rodríguez, R. y Duany-Dangel, A. (2021). Causalidad de los incendios forestales en Pinar del Río, Cuba (1975-2018). *Colombia Forestal*, 24(2), 24-38.

Recepción: 24 de agosto 2020

Aprobación: 7 de abril 2021

Resumen

Comprender la evolución de las causas de los incendios permite realizar un trabajo objetivo de prevención. Esta investigación analiza la causalidad de los incendios forestales en Pinar del Río, Cuba (1975-2018). Los análisis se realizaron considerando sub-periodos, meses del año y vegetación afectada. En el periodo ocurrieron 2896 incendios y se quemaron 51 217.75 hectáreas. Los incendios originados por causas antropogénicas, principalmente las negligencias, mostraron una tendencia al aumento en el tiempo, contrario a lo ocurrido para el caso de los rayos. Esta evolución determinó que la época de incendios cambiara de marzo a junio en el sub-periodo 1975-1985, y pasara a presentarse de marzo a mayo en el sub-periodo 2008-2018. No obstante, la época donde más incendios ocurren por cada causa de forma individual no cambió durante los 44 años analizados. Estos resultados permitirán perfeccionar el trabajo de prevención de incendios forestales.

Palabras clave: época de incendios, incendios de vegetación, manejo del fuego, prevención de incendios.

Abstract

Understanding the evolution of the causes of fires allows for objective prevention work. This research aimed to analyzing the causality of forest fires in Pinar del Río, Cuba (1975-2018). The analyzes were carried out considering sub-periods, months of the year and affected vegetation. In the period, 2896 fires occurred and 51 217.75 hectares were burned. The fires originated by anthropogenic causes, mainly negligence, showed an increasing trend over time, contrary to what happened in the case of lightnings. This evolution determined that the fire season changed from March to June in the 1975-1985 sub-period to occur from March to May in the 2008-2018 sub-period. However, the time when more fires occur for each individual cause did not change during the 44 years analyzed. These results will make it possible to improve the forest fire prevention work.

Keywords: fire season, vegetation fires, fire management, fire prevention.

1 Jefatura Nacional del Cuerpo de Guardabosques, Ciudad de La Habana, Cuba.

2 Universidad Estatal del Sur de Manabí, Carrera de Ingeniería Forestal, Jipijapa, Manabí, Ecuador.

3 Universidad de Pinar del Río, Departamento Forestal, Pinar del Río, Cuba.

4 Jefatura Provincial del Cuerpo de Guardabosques, Pinar del Río, Cuba.

* marcos.ramos@unesum.edu.ec. Autor para correspondencia.

INTRODUCCIÓN

El clima y el fuego son los conductores primarios de la distribución de especies vegetales (Stroh *et al.*, 2018). El fuego es una perturbación importante que influye en la composición de las especies, la estructura de la comunidad y la función del ecosistema en los bosques (Huang *et al.*, 2019). No obstante, el cambio climático está aumentando la sequía y la actividad de incendios en muchas regiones propensas a estos (Sparks *et al.*, 2018), provocando que los patrones de incendios forestales se vean alterados, probablemente (Wu *et al.*, 2020). El fuego es un elemento intrínseco de muchos ecosistemas forestales: da forma a sus procesos ecológicos, determina la composición de especies e influye en la estructura del paisaje; sin embargo, los incendios forestales pueden tener efectos indeseables sobre la biodiversidad y la cobertura vegetal, producir emisiones de carbono a la atmósfera, liberar humo que afecte la salud humana, y provocar la pérdida de vidas y bienes. Es por ello que ha habido una creciente preocupación por los posibles impactos de la variabilidad y el cambio climático en los incendios forestales, pues este puede alterar los factores que influyen en la aparición de incendios, la disponibilidad y la inflamabilidad del combustible (Herawati *et al.*, 2015).

Según Abatzoglou y Williams (2016) y Romps *et al.* (2014), en el caso de Estados Unidos estos aumentos han sido causados, en parte, por las prácticas históricas de extinción de incendios y los cambios en el uso de la tierra, aunque el cambio climático también juega un importante papel, por ejemplo, en las sequías, la presencia de temperaturas altas y el aumento de rayos. En este sentido Abatzoglou y Williams (2016) plantean que en el oeste de los Estados Unidos el cambio climático ha duplicado el área quemada por los incendios forestales durante las últimas tres décadas, en comparación con lo que se esperaría basado solo en la variabilidad natural del clima, y se han producido nueve días adicionales de alto potencial de incendios por año en los últimos 15 años. En este

contexto, Flannigan *et al.* (2013) afirman que en Canadá las áreas forestales quemadas se duplicarán para 2100, y se prevé que cada temporada de incendios dure 20 días más en promedio. Wu *et al.* (2020), al desarrollar una investigación con el objetivo de explorar patrones espaciales y temporales a escala nacional de ocurrencia de incendios bajo el cambio climático actual y futuro en China, encontraron que, en general, los incendios futuros proyectados bajo escenarios de cambio climático tenían distribuciones similares (incendios ubicados principalmente en el sur y noreste de China) en comparación con la línea de base, pero con valores incrementados de probabilidad de ocurrencia de incendios.

Las causas de los incendios incluyen personas que encienden fuegos con el fin de limpiar tierras para el cultivo, aprovechar la miel de las colmenas, hacer carbón, cocinar o tratar de mantener el calor, e incendios provocados y como una forma de resolver disputas (Chinamatira *et al.*, 2016). La temperatura, la humedad relativa, las especies arbóreas, la distancia a las vías de acceso (desde la tierra agrícola y desde el asentamiento), la velocidad del viento, la cantidad de área quemada y el mes, son los factores de riesgo que pueden afectar la ocurrencia de estos incendios (Sevinc *et al.*, 2019). Si bien las causas naturales son responsables de muchos de ellos alrededor del mundo, la mayoría son causados por el hombre (Hesseln, 2018). En Estados Unidos, por ejemplo, los incendios causados por el hombre ocupan un nicho ambiental caracterizado por una menor frecuencia de rayos y una mayor humedad del combustible que los incendios causados por rayos (Balch *et al.*, 2017).

Las causas de estos incendios varían de región a región. Para tener una estadística confiable es necesario investigar con ahínco las causas de los incendios y mantener un archivo ordenado a lo largo de los años (Soares y Batista, 2007). Es muy importante que los responsables por el combate a los incendios siempre se empeñen en descubrir y registrar la causa real o más probable del mismo (Soares *et al.*, 2017). La identificación de patrones

espacio-temporales de ocurrencia de incendios a escalas regionales puede brindar información valiosa para optimizar la asignación de recursos en las estrategias de extinción de incendios forestales (Carmel *et al.*, 2009). El conocimiento de las causas de los incendios forestales y de los principales factores de ignición es un paso indispensable hacia políticas efectivas de prevención de incendios. Las causas de los incendios forestales son variadas y su distribución difiere entre países, pero también pueden diferir espacial y temporalmente dentro del mismo país (Ganteaume *et al.*, 2013). Un buen conocimiento de los patrones espacio-temporales de las causas de la ignición de incendios forestales es crucial para una política de incendios eficaz (Curt *et al.*, 2016). La efectividad de la prevención se basa en el conocimiento sobre la probabilidad espacio-temporal de ocurrencia de incendios y si los incendios son el resultado de procesos naturales o influencia humana. Tal conocimiento se puede usar para desarrollar herramientas y estrategias más efectivas que reduzcan tanto la probabilidad de daños como los incendios no deseados (Hesseln, 2018). En Mesoamérica las actividades humanas representan la principal causa de la ocurrencia de incendios, que se deben principalmente a situaciones de inequidad social, problemas en la tenencia de la tierra, limitados niveles culturales y de información, y políticas gubernamentales mal orientadas o desconocidas, así como propuestas que con frecuencia están fuera de un contexto real (Julio-Alvear, 2009). Según el mismo autor, en los países del Caribe es probable que la causalidad radique principalmente en quemadas destinadas a limpiar terrenos para la agricultura y los asentamientos humanos, las negligencias o descuidos, la intencionalidad para la resolución de conflictos y, también, los fenómenos naturales.

El fenómeno de incendios de las coberturas vegetales es multicausal, altamente dinámico en tiempo y espacio, y generador de impactos de alcance variable sobre el medio natural y social (Jiménez *et al.*, 2016). Teniendo en cuenta este planteamiento y los antecedentes anteriores, se desarrolló esta

investigación con el fin de responder la pregunta: ¿cuál ha sido el comportamiento de la causalidad de los incendios forestales en la provincia de Pinar del Río durante el periodo 1975-2018? El trabajo abordó un periodo de 44 años (1975-2018), dividido en cuatro sub-periodos de 11 años cada uno. También se consideraron causas naturales (rayos), antropogénicas (negligencia e intencionales) y desconocidas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del área de estudio

Cuba es la mayor isla de las Antillas, se encuentra situada en el Mar Caribe, a la entrada del Golfo de México, y constituye la porción más occidental de las Antillas Mayores. Dicha isla tiene una superficie aproximada de 110 992 km². La provincia de Pinar del Río, la más occidental de la isla de Cuba de acuerdo con la Oficina Nacional de Estadística e Información (ONEI, 2019, 2020), ocupa el cuarto lugar en extensión entre las provincias con 8884.51 km² (8815.27 km² de tierra firme), representando el 8.09% de la superficie total del país. Geográficamente está ubicada en la región occidental, entre 21°19' y 22°56' de latitud norte y los 84°57' y 83°05' de longitud oeste. Limita al norte con el Golfo de México, al sur con el Mar Caribe, al este con la Provincia de Artemisa y al oeste con el Canal de Yucatán. La población residente es de 585 555 habitantes con una densidad de 65.9 hab.km⁻².

Pinar del Río tiene un clima tropical. En comparación con el invierno, los veranos tienen mucha más lluvia. El clima se clasifica como Aw por el sistema Köppen-Geiger. La temperatura media anual es de 24.9°C. El mes más caluroso del año es julio con un promedio de 27.5°C, siendo febrero el más frío del año con 21.8°C en promedio. En un año, la precipitación promedio es de 1353 mm. El mes más seco es diciembre, con 36 mm como promedio. En junio la precipitación alcanza su pico,

con un promedio de 228 mm. La diferencia en la precipitación entre el mes más seco y el mes más lluvioso es de 192 mm. La variación en la temperatura anual está alrededor de 5.7°C ([Climate-Data.org., 2020](#)).

La provincia de Pinar del Río tiene un patrimonio forestal de 461 197.60 ha, de las cuales están cubiertas de bosques 403 741.50 ha, lo cual representa un índice de boscosidad del 45.36% si se incluye la superficie acuosa dentro del área geográfica y 47.45% excluyendo esa superficie. Los bosques naturales ocupan un área de 289 437.70 ha y las plantaciones establecidas 114 303.80 ha, siendo la superficie deforestada de 18 212.10 ha y la inforestal de 27 945.90 ha. Existen además 9226.70 ha de plantaciones jóvenes. Los bosques de *Pinus sp.* ocupan 129 260.50 ha. Del total del patrimonio forestal el 84.42% está bajo la administración del Grupo Agroforestal, el 5.07% en el Establecimiento Provincial para la Protección de la Flora y Fauna, el 3.60% en las Empresas Tabacaleras, el 2.32% en el Sector Cooperativo y Campesino, y un 4.59% en otras entidades ([Ministerio de la Agricultura, 2018](#)).

Frecuencia de incendios y área quemada de 1975 a 2018

La frecuencia de incendios y área quemada se analizó durante el periodo 1975-2018 y en cuatro sub-periodos: 1975-1985, 1986-1996, 1997-2007 y 2008-2018. También se analizó desde el punto de vista espacial considerando cuatro tipos de vegetación: *Pinus sp.*, *Eucalyptus sp.*, *Casuarina sp.* y otras latifoliadas.

Comportamiento periódico, estacional y espacial de las causas

La evaluación del comportamiento periódico, estacional y espacial de las causas de los incendios forestales se desarrolló en un periodo de 44 años (1975-2018), dividido en cuatro sub-periodos de 11 años cada uno, considerando las recomendaciones

de [Ramos \(2010\)](#), en las que se realizan evaluaciones del comportamiento histórico de los incendios forestales en lapsos de 10 años. Esto, debido a que periodos muy grandes pueden cambiar la forma de recoger las estadísticas y los métodos para la identificación de las causas. También se consideraron cuatro tipos de causas: rayos, negligencias, intencionales y desconocidas, con base en la clasificación de [Ramos et al. \(2009\)](#). En todos los casos se tuvieron en cuenta los elementos metodológicos desarrollados por [Ramos \(1999\)](#), según los cuales debe encontrarse el porqué de la ocurrencia de los incendios en un contexto espacio-temporal. En este caso los análisis se hicieron valorando los cuatro sub-periodos, los meses del año y los diferentes tipos de vegetación.

Índice de causalidad y media del área quemada por incendio

La determinación del índice de causalidad se realizó con la **ecuación 1** ([Vélez, 2009](#)).

$$Ic = \frac{1}{a} \sum_1^a \frac{\sum_1^a c.nic}{ni} \quad (1)$$

Donde:

Ic: índice de causalidad; c: coeficiente de peligrosidad específica de cada causa; nic: número de incendios de cada causa en cada año; ni: número de incendios en cada año; a: número de años.

La peligrosidad específica de cada causa puede medirse por la eficacia para incendiar que cada una tiene, considerando al bosque en condiciones iguales para todas ellas. Los coeficientes de cada causa fueron: 10 para intencionales, 5 para las negligencias y 1 para rayos y desconocidas, los cuales han sido fundamentados por [Ramos \(1999\)](#) para la provincia de Pinar del Río. La escala de peligrosidad establece que valores menores a 1 indican peligrosidad muy baja, de 1 a 2.9 baja, de 3 a 4.9 moderada, de 5 a 6.9 alta y de 7 a 10 grave. La media del área quemada por incendio es el resultado de la división del número de hectáreas

quemadas entre el número de incendios y es un indicador que expresa la eficiencia del combate.

Obtención y análisis de datos

Los datos relacionados con los incendios forestales referentes al periodo entre enero de 1975 y diciembre del 2018 fueron facilitados por la Jefatura Provincial del Cuerpo de Guardabosques (CGB) de Pinar del Río. El procesamiento de la base de datos de incendios forestales de Pinar del Río se realizó con el Sistema Integrado para el Manejo de Bases de Datos sobre Incendios Forestales (SIMB-DIF) versión 1.2 (Ramos 2002) y el análisis estadístico con el programa SPSS Statistics for Windows (version 22.0) (IBM Corp., 2013). Se trabajó con un nivel de significancia del 0.05 ($P = 0.05$) excepto para el análisis de regresión en el que se utilizó un nivel de significancia del 0.01 ($P = 0.01$). La normalidad de los datos fue verificada con la prueba estadística de Shapiro-Wilks. En todos los casos, cuando los datos se ajustaron a la distribución normal, la diferencia entre las medias se probó con un análisis de varianza, empleando para la comparación de medias la prueba de Tukey al 5%. Cuando la variable dependiente no se ajustó a la distribución normal, la diferencia entre las medias fue realizada con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, comparándose los pares de medias con el empleo de la prueba *post hoc* de Dunn al 5%.

RESULTADOS

Frecuencia de incendios y área quemada de 1975 a 2018

En la provincia de Pinar del Río, durante el periodo de 1975 a 2018, ocurrió un total de 2896 incendios y se quemaron 51 217.75 ha. No se observan tendencias para los valores totales anuales de incendios y de áreas quemadas, en ambos casos altamente variables, destacando que solo en

nueve de los 44 años del análisis el área quemada sobrepasó el promedio (1164.04 ha \pm 1992.35; Figura 1) debido a la ocurrencia durante esos años de grandes incendios que afectaron bosques de *Pinus* sp. y *Eucalyptus* sp. El promedio anual de incendios para el período de estudio fue de 65.61 \pm 26.50 ocurrencias al año. Con respecto al tipo de vegetación, el promedio anual fue de 972.50, 100.91, 14.30 y 795.74 ha quemadas para *Pinus* sp., *Eucalyptus* sp., *Casuarina* sp. y otras latifoliadas, respectivamente. El 94.98% de la superficie quemada en el periodo analizado corresponde a zonas de *Pinus* sp. y *Eucalyptus* sp. En cuanto a los sub-periodos 1975-1985, 1986-1996, 1997-2007 y 2008-2018 ocurrieron en ellos 509, 707, 790 y 890 incendios, respectivamente; a la vez que se quemaron 4719.23, 6099.46, 22 278.22 y 18 120.84 ha, respectivamente. De un sub-periodo a otro aumentó tanto la cantidad de incendios como de hectáreas quemadas, con la excepción del último sub-periodo en el que hubo una disminución para el caso de las áreas quemadas con respecto al sub-periodo que le antecedió.

Comportamiento periódico de las causas

Al analizar la tendencia de las ocurrencias, según la causalidad durante el periodo 1975-2018 en Pinar del Río, los incendios originados por negligencias mostraron un aumento significativo en el tiempo ($r = 0.69$; $P < 0.01$). Comportamiento similar mostró la intencionalidad ($r = 0.34$; $P < 0.01$) aunque con valores menores. Por su parte, las causas desconocidas mostraron una notable disminución ($r = -0.49$; $P < 0.01$) y los rayos mostraron una leve tendencia a la disminución en el tiempo ($r = -0.05$; $P < 0.01$; Figura 2).

Las ocurrencias de incendios para cada una de las causas en los cuatro sub-periodos mostraron variación (Tabla 1), lo cual fue comprobado en el caso de los tres primeros sub-periodos a través de la prueba estadística no paramétrica de Kruskal-Wallis ($\chi^2 = 31.399$; $p = 7.005 \times 10^{-7}$ en el primer sub-periodo, $\chi^2 = 27.468$; $p = 5.000 \times 10^{-6}$ para el segundo

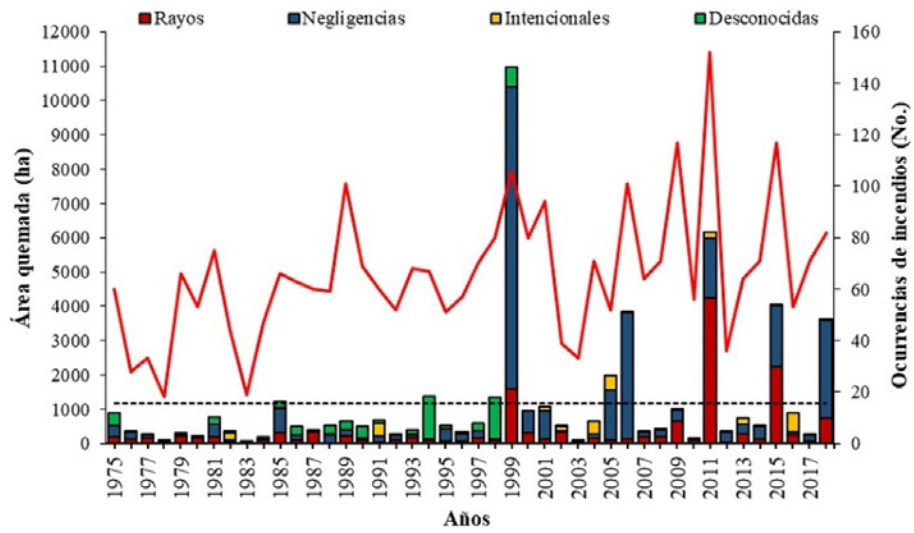


Figura 1. Número de incendios (línea continua) y área quemada (barras) en la provincia de Pinar del Río (1975-2018).

Nota: La línea segmentada indica la media anual de superficie afectada (1164.04 ha.año⁻¹) para el período.

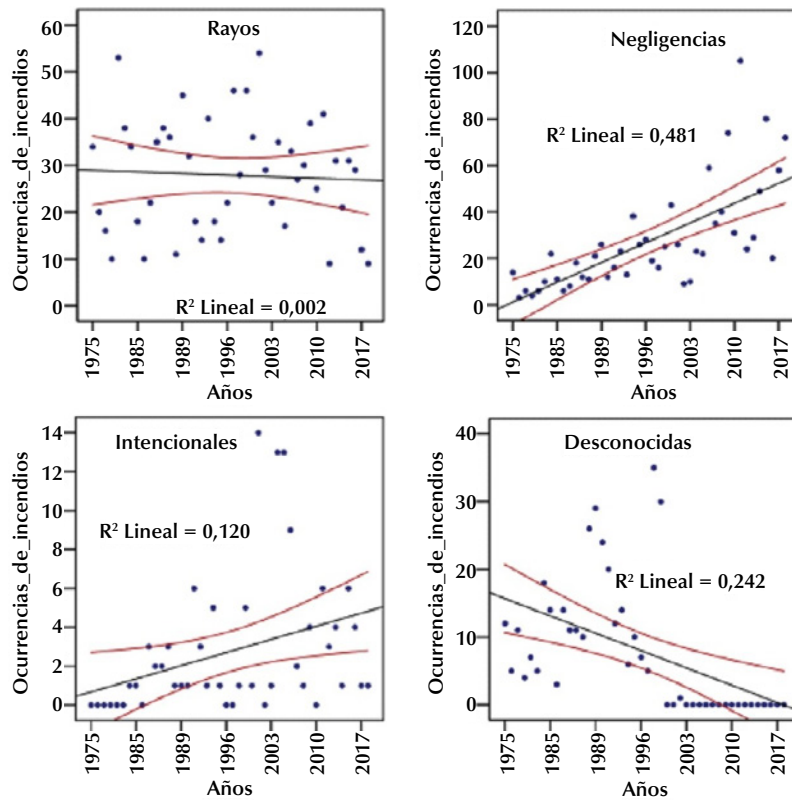


Figura 2. Tendencias principales por causas de incendios en Pinar del Río (1975-2018).

sub-periodo y $\chi^2 = 25.243$; $p = 1.400 \times 10^{-5}$ para el tercero), con un análisis de varianza en el caso del cuarto sub-periodo ($F = 23.769$; $p = 6.518 \times 10^{-7}$) en el que no se consideraron las causas desconocidas pues en este no existieron. En cuanto a una misma causa, a través de los cuatro sub-periodos el análisis de varianza mostró que en el caso de los rayos no hubo diferencias entre las medias ($F = 1.234$; $p = 0.310$), lo cual no fue así para el caso de las negligencias ($F = 13.803$; $p = 2.521 \times 10^{-6}$). Según la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, también fueron diferentes las medias obtenidas para cada sub-periodo en el caso de las causas intencionales ($\chi^2 = 9.992$; $p = 0.019$) y desconocidas ($\chi^2 = 9.413$; $p = 0.009$). En este último caso no se consideró el cuarto sub-periodo.

Comportamiento estacional de las causas

Con respecto a las estaciones o épocas de incendios en Pinar del Río de 1975 a 2018 para cada una de las causas en los diferentes sub-periodos, la distribución de frecuencias a lo largo del año mostró que los incendios debidos a causas antrópicas (negligencias e intencionales) y desconocidas son significativamente más frecuentes durante los últimos

meses del periodo poco lluvioso (noviembre- abril) con un máximo en abril, mientras que los incendios originados por rayos son más frecuentes durante los primeros meses del periodo lluvioso (mayo-octubre) con un valor máximo en julio, excepto en el último sub-periodo que el máximo se presentó en mayo con un pico secundario en julio.

En el caso de los rayos y las negligencias la prueba estadística no paramétrica de Kruskal-Wallis (Tabla 2) mostró diferencias entre las medias mensuales en los cuatro sub-periodos. Según los resultados de la prueba de Dunn, los meses cuyas medias de incendios originados por rayos fueron similares y a la vez superiores a las de otros meses fueron mayo, junio, julio y agosto, mientras que las negligencias se concentraron en los cuatro sub-periodos durante los meses de febrero, marzo, abril y mayo, con la característica de que en los dos últimos sub-periodos los valores medios obtenidos para enero fueron similares a los determinados para alguno de los meses mencionados anteriormente. En el caso de los incendios originados de forma intencional, la prueba de Kruskal-Wallis demostró que en el primer sub-periodo no existió diferencia estadística significativa entre las medias, mientras que en los otros sub-periodos si existió diferencia estadística.

Tabla 1. Distribución de las ocurrencias de incendios según las causas y los sub-períodos objeto de estudio, sus valores medios \pm desviación estándar (ds) con la respectiva comparación de medias de acuerdo a las pruebas de Dunn (sub-periodos 1-3; intencionales y desconocidas) y Tukey (sub-periodo 4; rayos y negligencias), y los porcentajes a través de los sub-periodos en Pinar del Río (1975-2018).

Causas	1975-1985			1986-1996			1997-2007			2008-2018		
	(No.)	(media \pm ds)	(%)	(No.)	(media \pm ds)	(%)	(No.)	(media \pm ds)	(%)	(No.)	(media \pm ds)	(%)
Rayos	290	26.36 \pm 13.44 ^{a(x)}	56.97	288	26.18 \pm 12.22 ^{a(x)}	40.74	373	33.91 \pm 11.12 ^{a(x)}	47.22	277	25.18 \pm 11.23 ^{a(x)}	31.12
Negligencias	108	9.82 \pm 6.01 ^{b(x)}	21.22	226	20.55 \pm 8.60 ^{a(x)}	31.97	287	26.09 \pm 14.76 ^{a(x)}	36.33	582	52.91 \pm 27.26 ^{b(y)}	65.39
Intencionales	7	0.64 \pm 1.02 ^{c(x)}	1.38	24	2.18 \pm 1.88 ^{b(y)}	3.39	59	5.36 \pm 5.74 ^{b(y)}	7.47	31	2.82 \pm 2.13 ^{c(y)}	3.48
Desconocidas	104	9.45 \pm 4.92 ^{b(x)}	20.43	169	15.36 \pm 8.01 ^{a(x)}	23.90	71	6.45 \pm 13.01 ^{b(y)}	8.99	0	0.00 \pm 0.00	0.00
Totales	509		100.00	707		100.00	790		100.00	890		100.00

Nota: ^{a-c} medias en las columnas con la misma letra son estadísticamente iguales ($P < 0.05$). ^(x-y) medias en las filas con la misma letra entre paréntesis son estadísticamente iguales ($P < 0.05$).

Aunque estas causas son más difíciles de enmarcar en unos pocos meses, la mayoría ocurre en el primer semestre del año. Los valores medios mensuales de las causas desconocidas fueron estadísticamente diferentes para los dos primeros sub-periodos e iguales para el tercero (Tabla 2). El cuarto sub-periodo no se analizó pues en el mismo no se reportaron incendios por causas desconocidas, que tienen un comportamiento similar al mostrado por negligencias e intencionales. Esto ocurre porque todas ellas son, o bien negligencias, o bien intencionales, asociadas a las actividades humanas. Los rayos dejan una evidencia física fácil de identificar y ocurren en otra época. Como se ha visto, los meses en que habitualmente se presentan los incendios originados por cada una de las causas no han cambiado en el tiempo, sin embargo, sí lo hicieron los meses de mayor cantidad de incendios: si en el primer sub-periodo (1975-1985) la estación de incendios ocurría durante los meses de marzo a junio, en el último sub-periodo (2008-2018) esto se presentó de marzo a mayo.

Comportamiento espacial de las causas

En el caso de las ocurrencias de incendios originados por las diferentes causas, según el tipo de vegetación en cada uno de los sub-periodos objeto de estudio, la prueba estadística no paramétrica de Kruskal-Wallis (Tabla 3) mostró que para

los rayos y las negligencias existen diferencias estadísticas entre las medias de incendios de cada tipo de vegetación en los cuatro sub-periodos. La misma prueba demostró que las medias de los incendios originados en cada tipo de vegetación por causas intencionales en el sub-periodo 1975-1985 fueron estadísticamente similares, contrario al resto de sub-periodos que fueron estadísticamente diferentes. En los dos primeros sub-periodos las causas desconocidas mostraron medias diferentes para cada tipo de vegetación, de acuerdo a la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, mientras que en el tercer sub-periodo (1997-2007) no hubo diferencias estadísticas entre las medias. Siguiendo la prueba de Dunn, la mayor cantidad de incendios producidos por rayos correspondió al *Pinus sp.* en todos los sub-periodos, mientras que, con respecto a las negligencias durante los dos primeros sub-periodos, los valores más altos de incendios se registraron en los bosques de *Pinus sp.*, y en el último sub-periodo la mayor cantidad se registró en áreas con otras latifolias. En todos los sub-periodos la mayor cantidad de incendios originados tanto de forma intencional como por causas desconocidas fue reportada en las áreas de *Pinus sp.*

De acuerdo con los resultados anteriores, los incendios originados por rayos y negligencias ocurrieron en cantidades diferentes en los distintos tipos de vegetación durante los cuatro sub-periodos.

Tabla 2. Resultados de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para la diferencia de las medias mensuales en las ocurrencias de incendios originados por las diferentes causas, durante cada uno de los sub-periodos analizados en Pinar del Río (1975-2018).

Causas	1975-1985		1986-1996		1997-2007		2008-2018	
	(χ^2)	(p valor)	(χ^2)	(p valor)	(χ^2)	(p valor)	(χ^2)	(p valor)
Rayos	87.426	5.315x10 ⁻¹⁴	82.937	3.980x10 ⁻¹³	89.009	2.606x10 ⁻¹⁴	72.404	4.255x10 ⁻¹¹
Negligencias	55.676	5.826x10 ⁻⁸	79.226	2.082x10 ⁻¹²	79.762	1.640x10 ⁻¹²	93.605	3.266x10 ⁻¹⁵
Intencionales	10.522	0.484	21.079	0.033	20.271	0.042	39.542	4.300x10 ⁻⁵
Desconocidas	56.885	3.493x10 ⁻⁸	61.271	5.379x10 ⁻⁹	7.662	0.743	-	-

En el caso de las causas intencionales los valores fueron estadísticamente iguales en el primer sub-periodo, pero diferentes en los otros tres. Lo mismo ocurrió para las causas desconocidas durante los dos primeros sub-periodos. En el caso del tercer sub-periodo no hubo diferencia estadística entre las medias. Independiente de lo anterior, todas las causas se presentan en mayor cantidad en bosques de *Pinus* sp.

Índice de causalidad y eficiencia del combate según las causas de incendios

El índice de causalidad obtenido fue de 2.79, 3.58, 3.39 y 3.88 para los sub-periodos 1975-1985, 1986-1996, 1997-2007 y 2008-2018, respectivamente; valores que indican una peligrosidad baja para el primer sub-periodo y moderada para el resto. La media del índice de 1975 a 2018 fue de 3.41 por lo que los dos últimos sub-periodos se encuentran por encima de la media. El indicador muestra una tendencia lineal al aumento, explicada en un 74% de la varianza de los datos.

Los valores de área quemada por incendio en cada sub-periodo son muy variables. No obstante, su tendencia exponencial, aunque explicada solo en el 58% de la varianza de los datos, fue al aumento, con valores de 9.31, 7.63, 26.97 y 20.36 para los sub-periodos 1975-1985, 1986-1996, 1997-2007 y 2008-2018, respectivamente.

DISCUSIÓN

El aumento de la actividad de los incendios forestales obtenido en la provincia de Pinar del Río de 1975 a 2018 coincide con lo reportado por otros autores. Según [Álvarez \(2001\)](#), de 1961 a 1998 la evolución temporal en España presenta una tendencia creciente, tanto en el número de sucesos como en la superficie quemada. En México, de acuerdo con [Cisneros-González et al. \(2018\)](#), fuentes oficiales indican un incremento en los últimos años en la ocurrencia de incendios y en la superficie afectada. También en los bosques del noroeste del Pacífico, Estados Unidos ([Westerling, 2016](#)), han aumentado más rápidamente la frecuencia de incendios forestales y el área quemada en las dos últimas décadas. Autores como [Bowman et al. \(2017\)](#) y [North et al. \(2015\)](#) relacionan el aumento en tamaño, gravedad y frecuencia de los incendios forestales al cambio climático y de uso de la tierra, tendencias que hoy continúan.

La investigación realizada permitió evidenciar la evolución de las causas de los incendios a través del tiempo en la provincia de Pinar del Río, donde el porcentaje de incendios originados por rayos cambió de 56.97% en el sub-periodo 1975-1985 a 31.12% en el sub-periodo 2008-2018. Por su parte, las ocurrencias originadas por negligencias cambiaron en los mismos sub-periodos de 21.22% a 65.39% y la intencionalidad de 1.38% a 3.48%.

Tabla 3. Resultados de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para la diferencia de las medias de cada tipo de vegetación en las ocurrencias de incendios originados por las diferentes causas, durante cada uno de los sub-periodos analizados en Pinar del Río (1975-2018).

Causas	1975-1985		1986-1996		1997-2007		2008-2018	
	(χ^2)	(p valor)	(χ^2)	(p valor)	(χ^2)	(p valor)	(χ^2)	(p valor)
Rayos	34.575	1.498x10 ⁻⁷	34.861	1.303x10 ⁻⁷	30.230	1.000x10 ⁻⁶	32.965	3.276x10 ⁻⁷
Negligencias	24.018	2.500x10 ⁻⁵	22.783	4.500x10 ⁻⁵	25.780	1.100x10 ⁻⁵	22.967	4.100x10 ⁻⁵
Intencionales	4.102	0.251	10.112	0.018	16.467	0.001	17.937	4.530x10 ⁻⁴
Desconocidas	24.486	2.000x10 ⁻⁵	15.262	0.002	4.855	0.183	-	-

La evolución descrita coincide con lo obtenido por Ramos *et al.* (2013) en la misma provincia durante el periodo 2002-2011, en el que los rayos provocaron el 39.26% de las ocurrencias de incendios, correspondiendo el resto a causas de origen humano tales como fumadores y limpieza de terrenos, entre otras. Contrario a lo obtenido en Pinar del Río para el periodo objeto de análisis, en un estudio realizado en Canadá, pese a existir diferencias entre las ecozonas respecto a las tendencias en el número anual de incendios mayores a 2 ha, quizás los patrones más destacados incluyeron la tendencia creciente en la ignición de rayos en la mayoría de las ecozonas de 1959 a 2018 y la tendencia decreciente en la ignición humana en la mayoría de las ecozonas de 1981 a 2018 (Coogan *et al.*, 2020). En Europa cambió la causalidad de los incendios en el periodo de 1995 a 2010, disminuyendo los originados de forma intencional del 71% en el período 1995-1999 al 56% en el período 2006-2010; los incendios por negligencia aumentaron del 22% al 33%, mientras que los incendios accidentales aumentaron del 3% al 6% de los eventos con causas conocidas en los períodos mencionados (Ganteaume *et al.*, 2013).

El hecho de que a partir del año 2002 disminuyeran los reportes de incendios originados por causas desconocidas, haciéndose cero en el sub-periodo 2008-2018, se explica por el trabajo que realizaron las brigadas de investigación de causas de incendios forestales, creadas en el año 2006, según Ramos *et al.* (2009). De acuerdo con el Cuerpo de Guardabosques (CGB, 2012), antes del año 2002 la determinación de las causas de los incendios forestales en Cuba se realizaba de manera intuitiva, a partir de la observación, la experiencia y los conocimientos que sobre el área quemada tuviera el investigador. Es desde ese año que, como parte del perfeccionamiento de esta actividad, se incorpora a este proceso investigativo el Método de Evidencias Físicas, experiencia que llega a Cuba a través de cursos dictados por especialistas de España y Chile. Posteriormente, se

hicieron adecuaciones y se empezó a generalizar este conocimiento en todo el territorio nacional.

En Pinar del Río la evolución de las causas trajo como consecuencia un cambio en la época de incendios debido a que los rayos ocurren con mayor frecuencia durante la época lluviosa (mayo-octubre), lo que hace a esta causa más eficiente para originar incendios durante mayo y junio, meses en los cuales hay gran cantidad de combustibles muertos con bajos porcentajes de humedad. Las negligencias, por su parte, son más frecuentes durante el periodo poco lluvioso (noviembre-abril), alcanzando su mayor eficiencia para iniciar incendios durante marzo y abril, meses que están al final de la época poco lluviosa. Este resultado se corresponde con un estudio realizado en el Distrito de Lichinga, norte de Mozambique, que muestra cómo los meses de septiembre y octubre, los últimos de la estación seca, fueron los que registraron el mayor número de incendios originados por causas antrópicas en todos los años estudiados (Mbanze *et al.*, 2015). También en Colombia, durante el transcurso del año, los períodos en los que más ocurren incendios de la cobertura vegetal son enero-febrero-marzo y julio-agosto-septiembre, que coinciden con las fases mínimas del ciclo de lluvias de diferentes regiones del país (Pabón-Caicedo, 2011). Este comportamiento está relacionado con el bajo contenido de humedad del combustible durante la sequía, particularmente en combustibles vivos (follaje y ramas), que desencadena la senescencia de las hojas y su desprendimiento en los bosques de eucaliptos, y da como resultado un mayor número de cargas finas de combustible en la superficie, lo que puede aumentar la tasa de propagación del fuego (Ruthrof *et al.*, 2016).

Coincidiendo con los resultados obtenidos en este trabajo y por los autores citados anteriormente con respecto a la relación de la época de incendios con la época de sequía, también en el Distrito de Lichinga, norte de Mozambique, la superposición de las ocurrencias de incendios con las variables

meteorológicas mostró una gran influencia de estas variables en la ocurrencia de incendios, debido, principalmente, a los períodos secos prolongados, reportándose en el 2010 un retraso en la ocurrencia de incendios dada la temporada de lluvias un poco más larga (Mbanze *et al.*, 2015). Al evaluar las ocurrencias de incendios forestales en el Estado de Paraná, Brasil, en el periodo 2005-2010, se obtuvo una fuerte correlación entre el número de ocurrencias de incendios y la precipitación (Tetto *et al.*, 2012). Así mismo, al analizar la relación entre las precipitaciones y las áreas quemadas en Portugal durante el período 1975-1992, se encontró que las precipitaciones durante el verano producen un decrecimiento de las áreas quemadas, especialmente si estas ocurren en el comienzo de la época de incendios (Viegas y Viegas, 1994). Estudiando la relación entre variables meteorológicas e incendios forestales en Pinar del Río, Cuba, en los meses de mayor cantidad de ocurrencias de incendios y áreas quemadas se registraron los valores medio más altos de la velocidad del viento y los más bajos de la humedad relativa y de la precipitación (Ramos *et al.*, 2017). En Monte Alegre, Brasil, y en Pinar del Río, Cuba, la época de incendios está fuertemente relacionada con la distribución de la precipitación a lo largo del año. En el caso de Monte Alegre el 45.42% de los incendios ocurrieron durante el periodo de agosto a octubre, mientras que en Pinar del Río el 56.54% de los incendios ocurrieron en el periodo de marzo a mayo (Ramos *et al.*, 2013). También en la región del Maule, Chile, de 1986 a 2012 la temporada de incendios inició a fines de invierno (agosto) culminando en otoño (mayo). La mayor parte de la ocurrencia de incendios (84%) y superficie quemada (87%) se presenta en los meses estivales de diciembre a marzo. El clima en la región está caracterizado por un período lluvioso invernal y una estación seca de cuatro a seis meses (entre octubre y marzo) (Díaz-Hormazábal y González, 2016). De forma similar, en Londrina, Brasil, y en Pisa, Italia, de 2005 a 2014 la época de incendios se ubicó de julio a septiembre. En ambas regiones, julio y agosto se encuentran al final de la época de

menores precipitaciones, las cuales comienzan en septiembre (Santos *et al.*, 2019). En el Estado de Paraná, Brasil, de 2005 a 2010 la mayor cantidad de incendios ocurrió de junio a septiembre, asociado esto a que los menores valores medios de precipitación pluviométrica se presentaron durante los meses de mayo, junio y agosto (Tetto *et al.*, 2012).

Con respecto al espacio, tipificado en esta investigación a través de cuatro tipos de vegetación, unas causas de incendios no evolucionaron de 1975 a 2018, mientras que otras sí. En este contexto, la mayor cantidad de incendios originados por rayos, de forma intencional y por causas desconocidas se registró en los bosques de *Pinus* sp., mientras que los incendios originados por negligencias pasaron de un mayor número en este tipo de vegetación durante los dos primeros sub-periodos, a otras latifolias en el último sub-periodo. No obstante, siempre el mayor porcentaje de ocurrencias se reportó en *Pinus* sp. Coincidiendo con este resultado en Pinar del Río, Cuba, y en Monte Alegre, Brasil, durante el periodo 1998-2001 se reportaron en *Pinus* sp. porcentajes de 67.03% y 31.62%, respectivamente, siendo la segunda especie más afectada en ambos lugares el *Eucalyptus* sp. (Ramos y Soares, 2004). Resultado diferente fue obtenido en la región del Maule, Chile, de 1986 al 2012, donde los incendios se originaron principalmente en zonas de pastizal, seguidas por matorrales y plantaciones de *Pinus radiata* D. Don. (Díaz-Hormazábal y González, 2016). También en Portugal y en España correspondió a *P. pinaster* (5.9%) y *Eucalyptus* spp. (6.0%) el mayor porcentaje de parcelas del Inventario Forestal Nacional quemadas para la Península Ibérica. En Portugal, el 12.0% y el 10.0% de las parcelas quemadas correspondieron a parcelas de *P. pinaster* y de *Eucalyptus* spp., respectivamente, mientras que en España el porcentaje de parcelas quemadas para las mismas especies fue del 34% y del 11%, respectivamente (Nunes *et al.*, 2019).

El aumento del área quemada por incendio de 9.31 en el sub-periodo 1975-1985 a 20.36 ha por incendio en el sub-periodo 2008-2018, está relacionado con la ocurrencia en los últimos 22 años

del periodo objeto de estudio de incendios que quemaron gran superficie de bosques, como los dos que en 1999 quemaron más de 11 000 ha en total. En el período 1989-1996 fue reportado para Pinar del Río un valor medio de 7.79 ha quemadas por incendio (Ramos y Soares, 2004), similar al obtenido en esta investigación para el sub-periodo 1986-1996. Durante el período 2002-2011 la media del área quemada por incendio en Pinar del Río, Cuba, fue de 18.90, valor similar al obtenido en esta investigación para los dos últimos sub-periodos y muy superior al obtenido para Monte Alegre, Brasil, que fue de 0.46 ha por incendio (Ramos et al., 2013). En Londrina, Brasil, y Pisa, Italia, durante el periodo 2005-2014 se reportaron valores medios de 1.67 y 2.05 ha quemadas por incendio, respectivamente, (Santos et al., 2019), los cuales son inferiores a los obtenidos en esta investigación.

CONCLUSIONES

En la provincia de Pinar del Río los incendios originados por causas antropogénicas, principalmente las negligencias, mostraron una tendencia al aumento en el tiempo, contrario a lo ocurrido para el caso de los rayos. Esta evolución determinó que la época de incendios pasara de presentarse entre marzo y junio en el sub-periodo 1975-1985, a presentarse entre marzo y mayo en el sub-periodo 2008-2018. No obstante, la época y el tipo de vegetación donde más incendios ocurren por cada causa de forma individual no cambió durante los 44 años analizados. Estos resultados permitirán perfeccionar el trabajo de prevención de incendios forestales.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad de Pinar del Río, Cuba, al Cuerpo de Guardabosques de Cuba y a la Universidad Estatal del Sur de Manabí, Ecuador. También al editor de *Colombia Forestal* y

a los dos evaluadores anónimos, quienes enriquecieron este trabajo con sus sabias recomendaciones, preguntas y observaciones.

CONFLICTOS DE INTERÉS

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

M.Y.F y M.P.R.R. idearon la investigación, realizaron el procesamiento estadístico de los datos y redactaron el documento. Todos los autores contribuyeron a la recolección de los datos y la discusión, y comentaron los borradores.

REFERENCIAS

- Abatzoglou, J. T. y Williams, A. P.** (2016). Impact of anthropogenic climate change on wildfire across western US forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(42), 11770-11775.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1607171113>
- Álvarez, R. Y.** (2001). Evolución histórica de los incendios forestales en España. *Nimbus: Revista de Climatología, Meteorología y Paisaje*, (7-8), 39-49.
<http://repositorio.ual.es:8080/bitstream/handle/10835/1394/251280.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Balch, J. K., Bradley, B. A., Abatzoglou, J. T., Nagy, R. C. y Fusco, E. J.** (2017). Human-started wildfires expand the fire niche across the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(11), 2946-2951.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1617394114>
- Bowman, D. M. J. S., Williamson, G. J., Abatzoglou, J. T., Kolden, C. A., Cochrane, M. A. y Smith, A. M. S.** (2017). Human exposure and sensitivity to globally extreme wildfire events. *Nature Ecology & Evolution*, 1(February), 1-6.

- <https://doi.org/10.1038/s41559-016-0058>
- Carmel, Y., Paz, S., Jahashan, F. y Shoshany, M.** (2009). Assessing fire risk using Monte Carlo simulations of fire spread. *Forest Ecology and Management*, 257(1), 370-377.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.039>
- CGB. Cuerpo de Guardabosques.** (2012). *Guía rápida para la investigación de causas de incendios forestales [en Cuba]*.
- Chinamatira, L., Mtetwa, S. y Nyamadzawo, G.** (2016). Causes of wildland fires, associated socio-economic impacts and challenges with policing, in Chakari resettlement area, Kadoma, Zimbabwe. *Fire Science Reviews*, 5(1), 1-11.
<https://doi.org/10.1186/s40038-016-0010-5>
- Cisneros-González, D., Zúñiga-Vásquez, J. M. y Pompa-García, M.** (2018). Actividad del fuego en áreas forestales de México a partir de sensores remotos y su sensibilidad a la sequía. *Madera y Bosques*, 24(3), 1-11.
<https://doi.org/10.21829/myb.2018.2431687>
- Climate-Data.org.** (2020). *Clima de Pinar del Río: climograma de Pinar del Río.* <https://es.climate-data.org/america-del-norte/cuba/pinar-del-rio/pinar-del-rio-294/>
- Coogan, S. C. P., Cai, X., Jain, P. y Flannigan, M. D.** (2020). Seasonality and trends in human- and lightning-caused wildfires ≥ 2 ha in Canada, 1959-2018. *International Journal of Wildland Fire*, 29(6), 473-485.
<https://doi.org/10.1071/WF19129>
- Curt, T., Fréjaville, T. y Lahaye, S.** (2016). Modelling the spatial patterns of ignition causes and fire regime features in southern France: Implications for fire prevention policy. *International Journal of Wildland Fire*, 25(7), 785-796.
<https://doi.org/10.1071/WF15205>
- Díaz-Hormazábal, I. y González, M. E.** (2016). Análisis espacio-temporal de incendios forestales en la región del Maule, Chile. *Bosque (Valdivia)*, 37(1), 147-158.
<https://doi.org/10.4067/S0717-92002016000100014>
- Flannigan, M., Cantin, A. S., De Groot, W. J., Wotton, M., Newbery, A. y Gowman, L. M.** (2013). Global wildland fire season severity in the 21st century. *Forest Ecology and Management*, 294, 54-61.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.022>
- Ganteaume, A., Camia, A., Jappiot, M., San-Miguel-Ayanz, J., Long-Fournel, M. y Lampin, C.** (2013). A review of the main driving factors of forest fire ignition over Europe. *Environmental Management*, 51(3), 651-662.
<https://doi.org/10.1007/s00267-012-9961-z>
- Herawati, H., González-Olabarria, J. R., Wijaya, A., Martius, C., Purnomo, H. y Andriani, R.** (2015). Tools for Assessing the Impacts of Climate Variability and Change on Wildfire Regimes in Forests. *Forests*, 6(5), 1476-1499.
<https://doi.org/10.3390/f6051476>
- Hesseln, H.** (2018). Wildland Fire Prevention: a Review. *Current Forestry Reports*, 4, 178-190.
<https://doi.org/10.1007/s40725-018-0083-6>
- Huang, W., Liu, X., González, G. y Zou, X.** (2019). Late Holocene fire history and charcoal decay in subtropical dry forests of Puerto Rico. *Fire Ecology*, 15(1).
<https://doi.org/10.1186/s42408-019-0033-0>
- IBM Corp.** (2013). IBM SPSS Statistics for Windows, Version 22.0. Armonk, NY: IBM Corp.
- Jiménez, A. M., Urrego, L. E. y Toro, L. J.** (2016). Evaluación del comportamiento de incendios de la vegetación en el norte de Antioquia (Colombia): análisis del paisaje. *Colombia Forestal*, 19(2), 161-180.
<https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2016.2.a03>
- Julio-Alvear, G.** (2009). Panorámica general de los incendios forestales en Iberoamérica. En R. Vélez (Ed.), *La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias* (2ª ed.) (pp. 803-810). McGraw-Hill/Interamericana de España, S. L.
- Mbanze, A. A., Batista, A. C., Tetto, A. F., Koehler, H. S. y Manteiga, J. B.** (2015). Influence of the meteorological conditions on forest fires occurrences in Lichinga District, Northern Mozambique. *Floresta*, 45(3), 577-586.
<https://doi.org/10.5380/rf.v45i3.33742>
- Ministerio de la Agricultura.** (2018). *Dinámica forestal. Pinar del Río, Cuba.*

- North, B. M. P., Stephens, S. L., Collins, B. M., Agee, J. K., Aplet, G., Franklin, J. F. y Fulé, P. Z.** (2015). Reform forest fire management. *Science*, 349(6254), 1280-1281.
<https://doi.org/10.1126/science.aab2356>
- Nunes, L., Álvarez-González, J., Alberdi, I., Silva, V., Rocha, M. y Rego, F. C.** (2019). Analysis of the occurrence of wildfires in the Iberian Peninsula based on harmonised data from national forest inventories. *Annals of Forest Science*, 76(1).
<https://doi.org/10.1007/s13595-019-0811-5>
- ONEI. Oficina Nacional de Estadística e Información.** (2019). *Anuario Estadístico de Pinar del Río 2018*.
http://www.onei.gob.cu/sites/default/files/anuario_est_provincial/00_anuario_completo_2018.pdf
- ONEI. Oficina Nacional de Estadística e Información.** (2020). *Cuba y sus territorios: Pinar del Río*.
<http://www.onei.gob.cu/mapa/provincia/pinar-del-rio>
- Pabón-Caicedo, J. D.** (2011). Los incendios de la cobertura vegetal en Colombia y su relación con la variabilidad climática y con el cambio climático. En Á. Campo Parra-Lara (Ed.), *Incendios de la cobertura vegetal en Colombia Tomo I* (1ª ed.) (pp. 145-165). Universidad Autónoma de Occidente.
- Ramos, M. P.** (1999). *Bases metodológicas para el perfeccionamiento de la prevención de los incendios forestales* [Tesis Doctoral, Universidad de Pinar del Río]. Repositorio institucional de la Universidad de Pinar del Río. <https://rc.upr.edu.cu/jspui/bitstream/DICT/2189/1/Marcos%20Pedro%20Ramos%20Rodr%C3%ADguez.pdf>
- Ramos, M. P.** (2002). *Sistema Integrado para el Manejo de Bases de Datos sobre Incendios Forestales (SIMBDIF) Versión 1.2*. [Presentación de Paper]. III Congreso Forestal Venezolano, Ciudad Bolívar, Venezuela.
- Ramos, M. P.** (2010). *Manejo del fuego* (1ª ed.). Editorial Félix Varela.
- Ramos, M. P. y Soares, R. V.** (2004). Análisis comparativo entre los incendios forestales en Monte Alegre, Brasil y Pinar del Río, Cuba. *Floresta*, 34(2), 101-107.
<http://dx.doi.org/10.5380/RF.V34I2.2379>
- Ramos, M. P., González, R., Figueredo, M. C. y Martínez, L. W.** (2009). La defensa contra los incendios forestales en Cuba. En R. Vélez (Ed.), *La defensa contra los incendios forestales. Fundamentos y experiencias* (2ª ed.) (pp. 813-821). McGraw-Hill/Interamericana de España, S. L.
- Ramos, M. P., Soares, R. V., Batista, A. C., Tetto, A. F. y Martínez, L. W.** (2013). Comparação entre o perfil dos incêndios florestais de Monte Alegre, Brasil, e de Pinar del Río, Cuba. *Floresta*, 43(2), 231-240.
<http://dx.doi.org/10.5380/RF.V43I2.27650>
- Ramos, M. P., Carrasco, Y., Medina, C. A., Batista, A. C. y Tetto, A. F.** (2017). Relación entre variables meteorológicas e incendios forestales en la provincia Pinar del Río, Cuba. *Floresta*, 47(3), 343-352.
- Romps, D. M., Seeley, J. T., Vollaro, D. y Molinari, J.** (2014). Projected increase in lightning strikes in the United States due to global warming. *Science*, 346(6211), 851-854.
<https://doi.org/10.1126/science.1259100>
- Ruthrof, K. X., Fontaine, J. B., Matusick, G., Breshears, D. D., Law, D. J., Powell, S. y Hardy, G.** (2016). How drought-induced forest die-off alters microclimate and increases fuel loadings and fire potentials. *International Journal of Wildland Fire*, 25(8), 819-830.
<https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1071/WF15028>
- Santos dos, J. F. L., Tetto, A. F., Bertacchi, A., Batista, A. C. y Soares, R. V.** (2019). Comparison of Forest Fire Profiles in Londrina, Brazil and Pisa, Italy. *Floresta e Ambiente* 26(2), 1-10.
<https://doi.org/10.1590/2179-8087.060717>
- Sevinc, V., Kucuk, O. y Goltas, M.** (2019). A Bayesian network model for prediction and analysis of possible forest fire causes. *Forest Ecology and Management*, 457, 117723.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117723>
- Soares, R. V. y Batista, A. C.** (2007). *Incêndios florestais: controle, efeitos e uso do fogo*. Universidade Federal do Paraná.
- Soares, R. V., Batista, A. C. y Tetto, A. F.** (2017). *Incêndios florestais: controle, efeitos e uso do fogo* (2ª edición revisada). Universidade Federal do Paraná.

- Sparks, A. M., Talhelm, A. F., Feltrin, R. P., Smith, A. M. S., Johnson, D. M., Kolden, C. A. y Boschetti, L.** (2018). An experimental assessment of the impact of drought and fire on western larch injury, mortality and recovery. *International Journal of Wildland Fire*, 27(7), 490-497.
<https://doi.org/10.1071/WF18044>
- Stroh, E. D., Struckhoff, M. A., Stambaugh, M. C. y Guyette, R. P.** (2018). Fire and Climate Suitability for Woody Vegetation Communities in the South Central United States. *Fire Ecology*, 14(1), 106-124.
<https://doi.org/10.4996/fireecology.140110612>
- Tetto, A. F., Batista, A. C. y Soares, R. V.** (2012). Ocorrência de incêndios florestais no estado do Paraná, no período de 2005 a 2010. *Floresta*, 42(2), 391-398.
<http://dx.doi.org/10.5380/ufv.v42i2.22516>
- Vélez, R.** (2009). Instrumentos de planificación: índices de predicción del riesgo. En R. Vélez (Ed.), *La defensa contra los incendios forestales. Fundamentos y experiencias* (2ª ed.) (pp. 248-254). McGraw-Hill/ Interamericana de España, S. L.
- Viegas, D. X. y Viegas, M. T.** (1994). A relationship between rainfall and burned area for Portugal. *International Journal of Wildland Fire*, 4(1), 11-16.
<https://doi.org/10.1071/WF9940011>
- Westerling, A. L.** (2016). Increasing western US forest wildfire activity: sensitivity to changes in the timing of spring. *Philosophical Transactions Royal Society*, 371, 1-10.
<http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2015.0178>
- Wu, Z., He, H. S., Keane, R. E., Zhu, Z., Wang, Y. y Shan, Y.** (2020). Current and future patterns of forest fire occurrence in China. *International Journal of Wildland Fire*, 29(2), 104-119.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1071/WF19039>





UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Reducción de emisiones de carbono por deforestación evitada en bosques del Espinal (Entre Ríos, Argentina)

Reduction of emissions by avoided deforestation in forests of Espinal (Entre Ríos, Argentina)

Silvana María José Sione^{1*}, Hernán Jair Andrade², Marcelo Germán Wilson³,
Leandro Javier Rosenberger¹, María Carolina Sasal³, Silvia Gabriela Ledesma¹
y Emmanuel Adrián Gabioud³

Sione, S. M. J., Andrade, H. J., Wilson, M. G., Rosenberger, L. J., Sasal, M. C., Ledesma, S. G. y Gabioud, E. A. (2021). Reducción de emisiones de carbono por deforestación evitada en bosques del Espinal (Entre Ríos, Argentina). *Colombia Forestal*, 24 (2), 39-51

Recepción: 17 de abril 2020

Aprobación: 7 de abril 2021

Resumen

Se estimó el carbono (C) almacenado en la biomasa aérea de bosques nativos del Espinal (Distrito del Ñandubay, provincia de Entre Ríos, Argentina) y la reducción de emisiones de CO₂ por deforestación evitada. Se utilizó la información reportada en el Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos del año 2007. Los bosques del área evaluada almacenaban a 2007 un total de 54.48 Tg C, con un promedio de 38.82 Mg.ha⁻¹. En un escenario de deforestación cero a partir del año 2020 se lograría una reducción de emisiones del orden de 17.7 Tg CO₂ para el 2030, que representa un 3.7% de la meta nacional propuesta por Argentina de no superar, al año 2030, la emisión neta de 483 Tg CO₂ (Contribución Nacionalmente Determinada). La conservación de los bosques del Espinal constituye, además, un mecanismo de gran potencial para generar y comercializar créditos de C según los estándares del mecanismo REDD+.

Palabras clave: cambio climático, cambio de uso de la tierra, carbono almacenado, conservación, ecosistemas boscosos.

Abstract

We estimated the carbon (C) stored in the total aerial biomass of native forests of the Espinal (Ñandubay District, Entre Ríos Province, Argentina) and the reduction of CO₂ emissions by avoided deforestation. In this work, it was used the information reported in the First National Inventory of Native Forests from 2007. The forests from the evaluated area stored a total of 54.48 Tg C, with an average of 38.82 Mg.ha⁻¹. In a zero deforestation scenario from 2020, an emission reduction of the order of 17.7 Tg CO₂ would be achieved by 2030, representing 3.7% of the national goal proposed by Argentina not to exceeding, the net emission of 483 Tg CO₂ (Nationally Determined Contribution). The Espinal forests conservation also constitutes a mechanism with great potential to generate and commercialize C credits according to the standards of the REDD + mechanism.

Keywords: climate change, land use change, carbon stock, conservation, forest ecosystems.

1 Universidad Nacional de Entre Ríos (Argentina), Entre Ríos, Argentina.

2 Universidad del Tolima (Colombia), Ibagué, Colombia.

3 Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina.

* silvana.sione@fca.uner.edu.ar Autor para correspondencia.

INTRODUCCIÓN

Los bosques desempeñan una función decisiva para determinar la acumulación de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera. Al actuar como sumideros de carbono (C) absorben el equivalente a aproximadamente 2 000 millones de toneladas de dióxido de carbono (CO₂) cada año (FAO, 2018). El IPCC (2007) estima que los bosques tienen un potencial de mitigación de 2.7-13.8 Pg CO₂·año⁻¹ por su capacidad de capturar el CO₂ atmosférico durante el proceso de fotosíntesis, lo que supone para el año 2050 un almacenamiento potencial de 100 Pg C, que representa entre el 10% y el 20% de las emisiones de combustibles de origen fósil previstas para ese año. Frente a este escenario, la deforestación evitada, el manejo sostenible de los bosques nativos y la creación de nuevas áreas forestales representan importantes acciones a seguir.

El cambio de uso de la tierra constituye una de las principales causas del cambio global. En las últimas décadas, la degradación y conversión de los bosques a otro tipo de coberturas ha contribuido significativamente al aumento de las emisiones de GEI (IPCC, 2007). A fines de 2015, la 21^a Conferencia de las Partes (COP21) de la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC) consideró relevante el rol de la agricultura, la deforestación y los usos del suelo en las emisiones de GEI, responsables del 24% de las emisiones globales (IPCC, 2020).

La estrategia de reducción de emisiones debidas a la deforestación y la degradación de los bosques (REDD+), así como las funciones de la conservación, la gestión sostenible de los bosques y el incremento de las existencias forestales de C, resultarán cruciales para adoptar medidas a nivel mundial orientadas a combatir el cambio climático (FAO, 2018). La iniciativa REDD+, incluida en las agendas de la COP13 de la CMNUCC (UNFCCC 2007), busca además dar un vuelco al equilibrio económico hacia una gestión sostenible de los bosques para que sus valiosos bienes y servicios económicos, medioambientales y sociales puedan

beneficiar a países, comunidades y usuarios de estos ecosistemas. A través de esta estrategia se busca que los bosques tengan un mayor valor en pie al que tendrían talados, puesto que se crea un valor financiero del C almacenado en los árboles (García-Idárraga, 2013). Newton y Benzeev (2018) y Pacheco *et al.* (2018) afirman que los compromisos de cero deforestación podrían apoyar la conservación de los bosques y la protección de los medios de vida rurales.

En Argentina, el sector forestal cumple un rol primordial para lograr la meta de no superar la emisión neta de 483 Tg CO₂ al año 2030; meta establecida en la Contribución Determinada a Nivel Nacional (NDC por sus siglas en inglés) en el marco del cumplimiento de los objetivos del Acuerdo de París. Según el último Inventario Nacional de GEI (2017), la deforestación contribuye con el 14.5% de las emisiones totales del país (Programa Nacional ONU-REDD, 2019). Se estima que desde 1935 el país ha perdido cerca del 70% de sus bosques a un ritmo de 230 000 ha·año⁻¹ entre 1998 y 2002, tasas que resultan mayores al promedio mundial (UMSEF, 2007). En el extenso territorio argentino, las causas, tipos y tasas de deforestación o degradación difieren según la zona ecológica. Esta situación hace necesario el desarrollo de esquemas de intervención a ser abordados por la estrategia REDD+ y que tengan en cuenta las condiciones específicas de cada ecorregión. En este contexto, se hace necesario contar con datos sólidos, consistentes y específicos sobre la cobertura boscosa, las emisiones y captura de C de las cubiertas forestales, y las dinámicas de deforestación, que deben ser medidos, monitoreados y reportados regularmente (Programa ONU-REDD, 2019).

El proceso de pérdida y degradación de los bosques nativos de Argentina condujo al gobierno nacional a regular su uso en función de su valor de conservación a través de la Ley N° 26331/07 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. La provincia de Entre Ríos adhiere a esta legislación a través de la Ley N° 10284/14, mediante la cual ordena sus bosques,

pertenecientes a la provincia fitogeográfica del Espinal. Los principales motores de la deforestación en esta región son los precios de los productos agrícolas, los cambios tecnológicos y el contexto político y social. [Sabattini et al. \(2016\)](#) han estimado, para una cuenca representativa del Espinal (Entre Ríos), tasas anuales de deforestación del orden de 1.07% en el período 2001-2011.

Es prioritario cuantificar el C almacenado en los bosques del Espinal a fin de contribuir en la definición de estrategias de conservación que garanticen el mantenimiento de las reservas actuales y, con ello, la provisión de sus servicios ambientales. En este contexto, el objetivo de este trabajo fue estimar el C almacenado en la biomasa aérea de los bosques nativos del Distrito del Ñandubay, provincia fitogeográfica del Espinal (Entre Ríos, Argentina) y la reducción de emisiones potenciales de CO₂ por deforestación evitada. Esta información aportará herramientas clave para estimar los créditos de C potenciales en futuros proyectos REDD+ de la región.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El trabajo se realizó en el área de bosques nativos de la provincia fitogeográfica del Espinal (Entre Ríos, Argentina). Estos ecosistemas boscosos han sido tradicionalmente utilizados para la producción ganadera de cría bovina, constituyendo la base de los establecimientos agropecuarios. La vegetación presenta síntomas de alteración respecto a la vegetación prístina, propios del uso al que han sido destinados, derivados de los intensos procesos de colonización y de extracción de recursos naturales en la región.

El Espinal abarca 329 395 km² y se divide en tres distritos, según sus formaciones vegetales: del Ñandubay, del Caldén y del Algarrobo ([Cabrera, 1976](#)). El Distrito del Ñandubay se extiende por

el este y sur de Corrientes, y el noroeste y centro de Entre Ríos. La temperatura media anual varía entre 18.8°C y 20.1°C y la precipitación media anual oscila entre 1190 y 1270 mm. Los biomas característicos son los bosques nativos semixerófilos, caracterizados por un estrato arbóreo inferior a 6 m de altura. *Prosopis affinis* Sprengel (ñandubay) y *Vachellia caven* Mol. (espinillo) son las especies arbóreas dominantes ([Sabattini et al. 2016](#)). En Entre Ríos, como producto del avance de la frontera agrícola, el Distrito del Ñandubay ha experimentado una reducción en el área de bosques nativos. A principios del Siglo XX, Raña estimó 2 500 000 ha de bosques nativos en la provincia ([Muñoz et al. 2005](#)), alcanzando en el año 2007 una superficie de 1 404 128 ha ([Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2007](#)).

Estimación de la biomasa aérea y el carbono almacenado en el estrato arbóreo

Se utilizó la información reportada en el Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos de Argentina ([Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2007](#)), específicamente para el Espinal, Distrito del Ñandubay (Entre Ríos). En este inventario se define a los bosques de ñandubay (ecosistemas característicos del Distrito del Ñandubay) como aquellos bosques xerófilos de ñandubay (*P. affinis*) o espinillo (*V. caven*) donde dichas especies presentan un área basal superior a 2 m².ha⁻¹ y constituyen un estrato arbóreo superior de densidad variable, dando lugar a formaciones desde abiertas a cerradas. El área basal promedio es de 6.1 m².ha⁻¹. Especies acompañantes pueden ser el algarrobo negro (*Prosopis nigra* Griseb. Hieron.), quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco* Schltld.) y otras especies xerófilas. Dentro de los Bosques de Ñandubay, en función de su fisonomía, el inventario distingue tipos fisonómicos: por un lado, los bosques de ñandubay-espinillo (predominio de *P. affinis* o de *V. caven*, especies que contribuyen en más del 85 % del área basal total), y por el otro, los bosques de

ñandubay-espinillo con otras especies (bosques de mayor densidad arbórea, con un estrato arbóreo constituido por *P. affinis* o *V. caven*, que contribuyen en menos del 85 % del área basal total, siendo frecuente que estas especies arbóreas xerófilas se entremezclen con otras más hidrófilas). A los fines del presente trabajo se consideró además la categoría bosques de ñandubay tipo parque, reportada como "Otras tierras forestales" en el inventario, referida a formaciones dominadas por *P. affinis* y *V. caven* en un estrato herbáceo continuo, con valores medios de área basal de 2 m².ha⁻¹ (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2007).

La información utilizada para la estimación de la biomasa aérea y el carbono almacenado la constituyeron los datos de volumen por especie y total (m³.ha⁻¹) reportados en el inventario nacional para cada uno de los tipos fisonómicos descritos, en la provincia de Entre Ríos (Tabla 1). Esta información ha sido generada a partir de muestreos de campo, con una intensidad de 23 unidades de muestreo (UM) para el Distrito del Ñandubay. Cada UM presentaba una superficie total de 1500 m², conformada por un conglomerado de tres parcelas circulares de 500 m². A su vez, cada una de estas parcelas estaba integrada por dos subparcelas concéntricas de forma circular: una de 500 m², en la que se registraron todos los individuos leñosos con dap ≥ 10 cm, y una subparcela de 12.5 m², en la que se contaron y clasificaron por especie y tamaño todos los renovales con dap < 10 cm.

La distribución de las UMs fue del tipo sistemática, sobre los vértices de una grilla de 18 x 18 km (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2007).

Para cada tipo fisonómico se estimó la biomasa por especie y por hectárea a partir de la ecuación 1:

$$Bi = Vi * GEi * FEBi \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde:

Bi: biomasa aérea de la especie i (kg.ha⁻¹); Vi: volumen de la especie i (m³.ha⁻¹); GEi: gravedad específica de la madera de la especie i (kg.m⁻³); FEBi: factor de expansión de biomasa de la especie i.

Los valores de gravedad específica utilizados fueron 1050 kg.m⁻³ para *P. affinis*, 960 kg.m⁻³ para *V. caven* y 810 kg.m⁻³ para *P. nigra* (Atencia, 2003). Para otras especies fue utilizado el valor promedio de gravedad específica de las cinco especies acompañantes más frecuentemente presentes en estos bosques (720 kg.m⁻³). Se utilizaron valores de FEB de 3.7 para *P. affinis* (Sione et al., 2019a), 4.2 para *V. caven* (Sione et al., 2020a) y 4.9 para *P. nigra* (Sione et al., 2020b).

La biomasa arbórea aérea (Mg.ha⁻¹) fue calculada como la sumatoria de los valores de biomasa por especie para cada tipo fisonómico. La biomasa se convirtió a C aplicando el valor de 0.47 (Gasparri y Manghi, 2004; Sione et al., 2019b) y a CO₂ con la constante estequiométrica de 3.67.

Tabla 1. Volumen por especie y total (m³.ha⁻¹) para a cada tipo fisonómico de bosques nativos del Espinal (Distrito del Ñandubay, Entre Ríos, Argentina)

Tipo Fisonómico	Volumen (m ³ .ha ⁻¹)				Total
	<i>P. affinis</i>	<i>V. caven</i>	<i>P. nigra</i>	Otras especies	
Bosques de Ñandubay-espinillo	17.54	5.59	-	3.37	26.50
Bosques de Ñandubay-espinillo con otras especies	5.84	2.45	10.73	8.28	27.30
Bosques de Ñandubay tipo parque	4.38	2.10	-	0.62	7.10

Fuente: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (2007, pp. 166-168).

El C almacenado en el estrato arbóreo fue extrapolado a toda el área considerando la superficie del Distrito del Ñandubay (Entre Ríos), ocupada por cada tipo fisonómico: Bosques de Ñandubay-espínillo (575 753 ha), Bosques de Ñandubay-espínillo con otras especies (615 639 ha) y Bosques de Ñandubay tipo parque (212 736 ha). Finalmente, se calculó el valor medio ponderado de C almacenado ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) en función de la participación relativa de cada tipo fisonómico en el área total del Distrito del Ñandubay.

Estudio de caso. Ensayo en Aldea Santa María

Además de la información obtenida a partir de los datos del inventario nacional, se efectuó un estudio de caso en la localidad de Aldea Santa María ($31^{\circ}37'34''$ latitud S, $60^{\circ}00'10''$ longitud O), perteneciente al Espinal, Distrito del Ñandubay. Esta localidad es un área de conservación obligatoria de suelos de la provincia de Entre Ríos, a la vez que constituye un Sitio Piloto del Proyecto GEF3623 (PNUD ARG/10/G49-PNUMA 4B85) de Incentivos para la Conservación de Servicios Ecosistémicos de importancia global en la Argentina. Resulta de particular interés la cuantificación del C almacenado en los bosques de este Sitio Piloto a fin de contar con herramientas para la valoración del servicio ecosistémico de captura y fijación de CO_2 atmosférico.

La Aldea Santa María presenta una superficie total de 10 040 ha, correspondiendo un 17% (1706.8 ha) a tierras ocupadas actualmente por bosques nativos con un alto grado de fragmentación. Estos bosques han experimentado, al igual que el resto del Espinal, un régimen de disturbios intensos y continuos, tales como procesos de tala selectiva, deforestación y producción ganadera, sin un manejo forestal y ganadero planificado. Estas actividades han causado la reducción del área cubierta por bosques nativos y la degradación de los relictos de bosques. El 69% de la superficie presenta suelos Vertisoles, de acuerdo al sistema de clasificación Soil Taxonomy (Wilson, 2007).

Allí fue desarrollado un ensayo de campo a escala de lote. En el año 2012 se realizó un muestreo aleatorio simple, con seis muestras localizadas en lotes ocupados por bosques nativos, los cuales se encontraban a una distancia promedio de 2 km. Estos bosques resultan representativos del área evaluada respecto al estado de conservación e historia de uso, siendo destinados desde principios del siglo XX a la actividad ganadera de cría bovina. En cada uno de los lotes se estableció aleatoriamente una parcela de 1000 m^2 ($100 \times 10 \text{ m}$) en las que se efectuaron mediciones en todos los individuos arbóreos de diámetro basal $\geq 10 \text{ cm}$.

Tabla 2. Modelos de estimación de la biomasa arbórea y volumen aéreo utilizados para cada especie arbórea

Especie	Modelo	R ²	Rango	Fuente
<i>Prosopis affinis</i> "ñandubay"	$\text{Ln}(B) = -3.23 + 2.61 * \text{Ln}(dab)$	0.97	5 <dab< 35 cm	Sione et al. (2019a)
<i>Prosopis nigra</i> "algarrobo negro"	$Va = 0.049 * dab^{2.78}$	0.98	1 <dab< 40 cm	Conti et al. (2008)
<i>Vachellia caven</i> "espínillo"	$\text{Ln}(B) = -3.70 + 2.83 * \text{Ln}(dab)$	0.97	5 <dab< 35 cm	Sione et al. (2020a)

Nota: Ln: logaritmo natural; B: biomasa aérea ($\text{kg}\cdot\text{árbol}^{-1}$); dab: Diámetro del tronco a la base (a 30 cm desde el suelo); Va: volumen aéreo ($\text{dm}^3\cdot\text{árbol}^{-1}$).

Fuente: Conti et al. (2018); Sione et al. (2019a; 2020a).

Las variables medidas fueron: diámetro del tronco a la base -dab-, a 30 cm desde el nivel del suelo -d₃₀-, diámetro del tronco a la altura del pecho -dap- medidos con forcípula, altura de fuste medida desde la base del tronco hasta la primera bifurcación, y altura total con vara telescópica. En cada parcela se estimó la densidad absoluta y relativa por especie, calculada esta última como el porcentaje de individuos de cada especie arbórea sobre el total de individuos de la parcela.

La estimación de la biomasa aérea se realizó aplicando modelos alométricos de volumen (*P. nigra*) y de biomasa (*P. affinis* y *V. caven*) desarrollados en la región del Espinal (Tabla 2).

Para individuos con diámetros basales fuera del rango de aplicación de los modelos alométricos, y para individuos de otras especies arbóreas, la biomasa se estimó a partir de la ecuación 2.

$$B = Vf * GE * FEB \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde:

B: biomasa aérea (kg.árbol⁻¹); Vf: volumen de fuste (m³.árbol⁻¹); GE: gravedad específica de la madera (kg.m⁻³); FEB: factor de expansión de biomasa.

Estas estimaciones permitieron cuantificar el peso seco de cada individuo arbóreo. Y a partir de la sumatoria de estos pesos individuales se determinó la biomasa seca total para cada parcela, que luego fue extrapolada a hectárea. Se convirtió la biomasa a C, utilizando el procedimiento indicado anteriormente. Finalmente se calculó la biomasa y el C almacenado en el área total de bosques de la Aldea Santa María (1706.8 ha).

Emisiones de CO₂ evitadas

El valor medio ponderado de C almacenado en los bosques (Mg.ha⁻¹) se utilizó para estimar las potenciales emisiones de C, debido a la conversión de bosques nativos a otro tipo de cobertura (deforestación). Se plantearon dos escenarios para la estimación de estas emisiones potenciales de C

(período 2020-2030): un *escenario de referencia*, donde se asume que la deforestación se mantiene en una tasa anual de 1.07%, valor estimado en un área representativa del Espinal (Sabattini et al., 2016), con la consiguiente reducción en el almacenamiento de C y aumento de las emisiones (ecuación 3); y un *escenario con proyecto*, en el que se asume que el C se mantiene en la biomasa aérea al evitarse la deforestación. Cabe destacar que este análisis no incluye los incrementos anuales de biomasa ni las emisiones por degradación forestal, y sólo se limita a estimar emisiones por deforestación.

$$C_{i+1} = C_i * C_{i+1} = C_i * \left[\frac{100-D}{100} \right] \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde:

C_{i+1}: carbono almacenado en el año i + 1 (Gg CO₂) en el escenario de referencia, considerando el área boscosa total; C_i: carbono almacenado en el año i (Gg CO₂); D: tasa anual de deforestación (%).

La diferencia entre C_{i+t} y C_i permite estimar la reducción anual del almacenamiento de C por efecto de la deforestación. Se utilizaron los valores medios de C estimados en el presente trabajo para el área total de bosques del Distrito del Ñandubay y para el área boscosa de la Aldea Santa María.

A partir de esta información se estimaron las emisiones de CO₂ por deforestación (aplicando la constante estequiométrica de 3.67) con proyección para el período 2020-2030. Estas emisiones se estimaron considerando sólo la biomasa aérea. Cabe destacar que, en Argentina, el método de sustitución de bosques por tierras agrícolas consiste en el volteo de la vegetación, formación de escolleras y posterior quema, no contemplándose el uso de la madera. Aunque esta madera fuera utilizada, el destino predominante es para leña, por lo que también se la puede considerar pérdida como depósito de carbono. La emisión de CO₂ se obtiene bajo el supuesto de que el 100% de la biomasa deforestada es transformada en CO₂ por combustión y descomposición (Gasparri y Manghi, 2004). Las emisiones

de C estimadas en este trabajo no contemplan el reemplazo de las áreas deforestadas por otra cobertura vegetal que capturen CO₂ atmosférico, ni las diferentes tasas de descomposición de la biomasa removida.

Las estimaciones finales fueron transformadas a Tg y Gg (1Tg= 1 000 000 t; 1 Gg= 1000 t).

RESULTADOS

Biomasa y almacenamiento de carbono

Los valores de biomasa aérea variaron según el tipo fisonómico. Los bosques de Ñandubay-espínulo y los de Ñandubay-espínulo con otras especies presentaron valores de 96.03 y 88.26 Mg.ha⁻¹, respectivamente. Para los bosques de Ñandubay tipo parque se estimaron valores significativamente inferiores (26.46 Mg.ha⁻¹). Considerando la superficie ocupada por cada tipo fisonómico se obtuvo un promedio ponderado de 82.10 Mg.ha⁻¹ para el Distrito del Ñandubay (provincia de Entre Ríos). En la [Tabla 3](#) se presenta la contribución de las especies arbóreas a la biomasa total por hectárea, para cada tipo fisonómico.

Las reservas de C en los bosques de Ñandubay-espínulo y los de Ñandubay-espínulo con otras especies resultaron de 45.29 y 41.88 Mg.ha⁻¹ respectivamente, en tanto que los Bosques tipo parque presentaron valores de 12.47 Mg.ha⁻¹. El promedio ponderado de C almacenado,

obtenido a partir de las reservas de C y del área ocupada por cada tipo fisonómico, resultó de 38.82 Mg.ha⁻¹. En los bosques de Ñandubay-espínulo y de Ñandubay tipo parque la mayor contribución a las reservas de C corresponde a *P. affinis* (70 y 64.4%, respectivamente), en tanto que *P. nigra* constituye la especie de mayor aporte (47.7%) en los bosques de Ñandubay-espínulo con otras especies ([Tabla 3](#)).

Emisiones de CO₂ evitadas

Al año 2007, el distrito del Ñandubay presentaba una reserva total de 54.48 Tg C en sus bosques, lo que representa 199.9 Tg CO₂ que fueron removidos de la atmósfera a lo largo de la existencia de estos ecosistemas. En el escenario con proyecto se asume que esta reserva de C se mantiene en el tiempo, dado que se conserva toda el área boscosa, evitando así emisiones de C a la atmósfera.

Las estimaciones efectuadas indican que en el período 2007-2019 las reservas de C en los bosques del Distrito del Ñandubay (provincia de Entre Ríos) se redujeron en 12.11% (6.6 Tg C), lo que equivale a emisiones del orden de 24.2 Tg CO₂ por deforestación (escenario de referencia). En este contexto, se espera que al 2030 las reservas de C sean de 42.5 Tg C, que resultan 21.9% menor respecto al año 2007. Analizando el período 2020-2030, de mantenerse la tasa de 1.07% de pérdida anual de bosques nativos, la reducción de las reservas de C serían de 4.83 Tg (0.48 Tg C.año⁻¹ en promedio).

Tabla 3. Biomasa aérea total y por especie (Mg.ha⁻¹) y carbono almacenado (Mg.ha⁻¹) para cada tipo fisonómico de bosques nativos del Espinal (Distrito del Ñandubay, Entre Ríos, Argentina)

	Bosques de Ñandubay-espínulo		Bosques de Ñandubay-espínulo con otras especies		Bosques de Ñandubay tipo parque	
	Biomasa (Mg.ha ⁻¹)	C almacenado (Mg.ha ⁻¹)	Biomasa (Mg.ha ⁻¹)	C almacenado (Mg.ha ⁻¹)	Biomasa (Mg.ha ⁻¹)	C almacenado (Mg.ha ⁻¹)
<i>Prosopis affinis</i>	68.15	32.03	22.70	10.67	17.04	8.01
<i>Vachellia caven</i>	22.54	10.60	9.86	4.64	8.44	3.97
<i>Prosopis nigra</i>	-	-	42.58	20.01	-	-
Otras especies	5.33	2.66	13.12	6.56	0.98	0.49
Total	96.03	45.29	88.26	41.88	26.46	12.47

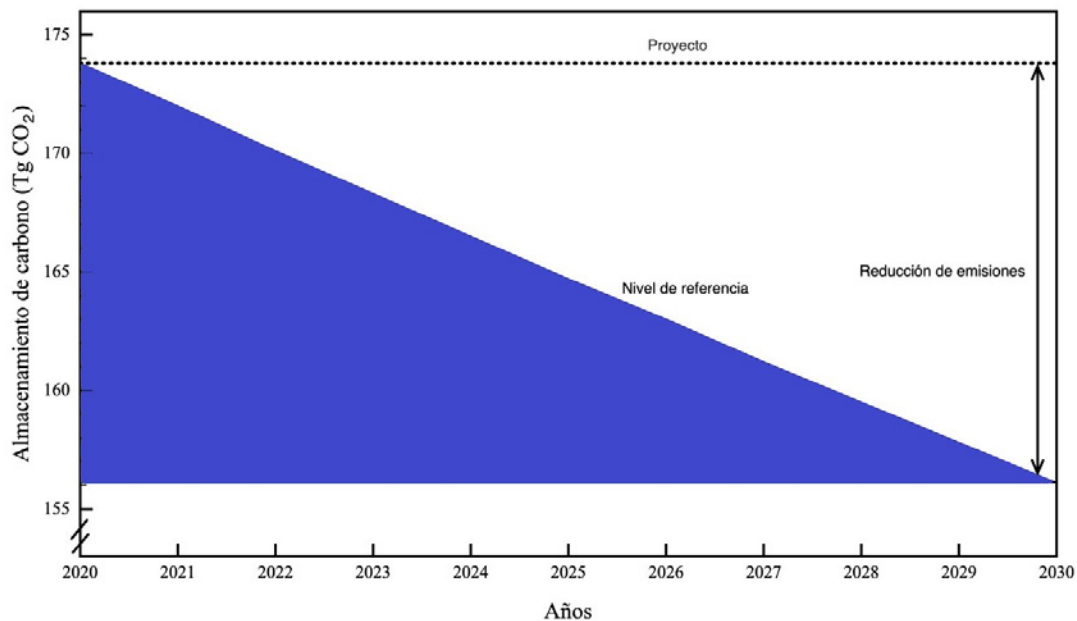


Figura 1. Proyección del almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de bosques nativos del Espinal (Distrito del Ñandubay, Entre Ríos, Argentina) al año 2030, bajo las tasas de deforestación regionales (1.07% año⁻¹). Las áreas marcadas indican emisiones de CO₂ que podrían reducirse por deforestación evitada.

Las emisiones potenciales de C en este período debido a la deforestación serían de 17.7 Tg CO₂, que podrían evitarse si se detuviera la deforestación (Figura 1).

Estudio de caso. Ensayo en Aldea Santa María

Los bosques evaluados responden al tipo fisonómico de Bosques de Ñandubay-espínillo con otras especies, dado que la contribución conjunta de *P. affinis* y *V. caven* al área basal total resulta inferior al 85%, oscilando entre 17.6% y 84% en las parcelas analizadas.

La densidad arbórea media total de los bosques evaluados fue de 528 individuos.ha⁻¹, siendo *P. affinis* la especie con la mayor densidad relativa, seguida por *P. nigra* y *V. caven* (59.3; 18.3 y 12.9%, respectivamente). *Prosopis alba*, *C. ehrenbergiana* y *Geoffroea decorticans* (Gill. ex Hook. & Arn.) Burkart resultaron especies acompañantes que en conjunto representaron el 9.5% de la densidad total.

P. nigra presentó los individuos de mayores diámetros, con valores promedios de 30.0 ± 5.6 cm de

dab. En contraste, los menores valores para esta variable correspondieron a *V. caven* (19.7 ± 1.3 cm). *P. affinis* presentó dab promedios de 22.7 ± 4.4 cm. Los individuos de *P. nigra* presentaron los mayores valores de altura total (6.2 ± 1.1 m en promedio). *P. affinis* y *V. caven* presentaron alturas menores (3.9 ± 0.7 m y 4.1 ± 0.8 m, respectivamente).

La estructura por clases diamétricas de los bosques analizados fue heterogénea. El 64% de los individuos de *P. affinis* (313 individuos.ha⁻¹) presentaron un dab inferior a 25 cm. La mayoría de los individuos de *V. caven* (85%) registraron dab inferiores a 25 cm, siendo la clase de 15-19.9 cm la más abundante (39%). La estructura diamétrica resultó diferente en *P. nigra*, especie en la que más del 60% de los individuos inventariados tenían dab superiores o igual a 30 cm, con un 27.6% de los individuos con dap > 45 cm.

Biomasa y almacenamiento de carbono

La biomasa aérea fue de 84.30 Mg.ha⁻¹, resultando similar al valor obtenido a partir de la información

del inventario nacional para el tipo fisonómico Bosques de Ñandubay-espínillo con otras especies ($88.26 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$). *P. nigra* y *P. affinis* contribuyeron con el 55% y 32%, respectivamente, mientras que *V. caven* sólo contribuyó con el 7%. La biomasa aportada por las especies acompañantes fue de $5.4 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. La mayor contribución de *P. nigra* a la biomasa total obedece a la mayor biomasa individual de esta especie, la que resultó significativamente mayor ($p < 0.05$) respecto a las otras especies (Figura 2).

El C almacenado en la biomasa fue de $39,6 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, con una mayor contribución de *P. nigra*, la cual resultó estadísticamente similar ($p > 0.05$) a *P. affinis* pero significativamente superior ($p < 0.05$) a *V. caven* (Figura 2). El C almacenado en la biomasa de especies acompañantes alcanzó $2.7 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Las especies de *Prosopis* y *V. caven* aportan el 93.3% del total de C almacenado en la biomasa.

Considerando el área cubierta por bosques nativos (1706.8 ha), las reservas totales de C en la biomasa aérea son del orden de 67.6 Gg , que representan 248.1 Gg CO_2 .

Emisiones de CO₂ evitadas

En el escenario de referencia, donde se asume que se mantiene la deforestación a la tasa anual simulada (1.07%), las reservas de C al año 2030 se reducirían un 17.6% respecto a las estimaciones efectuadas para el año 2012, alcanzando 55.7 Gg . Analizando el período 2020-2030, la disminución en las reservas de C sería del orden de 6.3 Gg , por lo que se estima que en el escenario con proyecto se podría evitar un total de 23.2 Gg de emisiones de CO_2 a la atmósfera por deforestación evitada ($2.3 \text{ Gg CO}_2\cdot\text{año}^{-1}$).

DISCUSIÓN

Winjum *et al.* (1993) afirman que la biomasa arbórea de bosques naturales de 12 países, que representan aproximadamente el 60% de los ecosistemas boscosos del planeta (incluyendo bosques boreales, templados y tropicales), almacena un total de 137.5 Pg C con una media de $47.4 \text{ Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}$ y un rango muy variable ($15 - 126 \text{ Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}$).

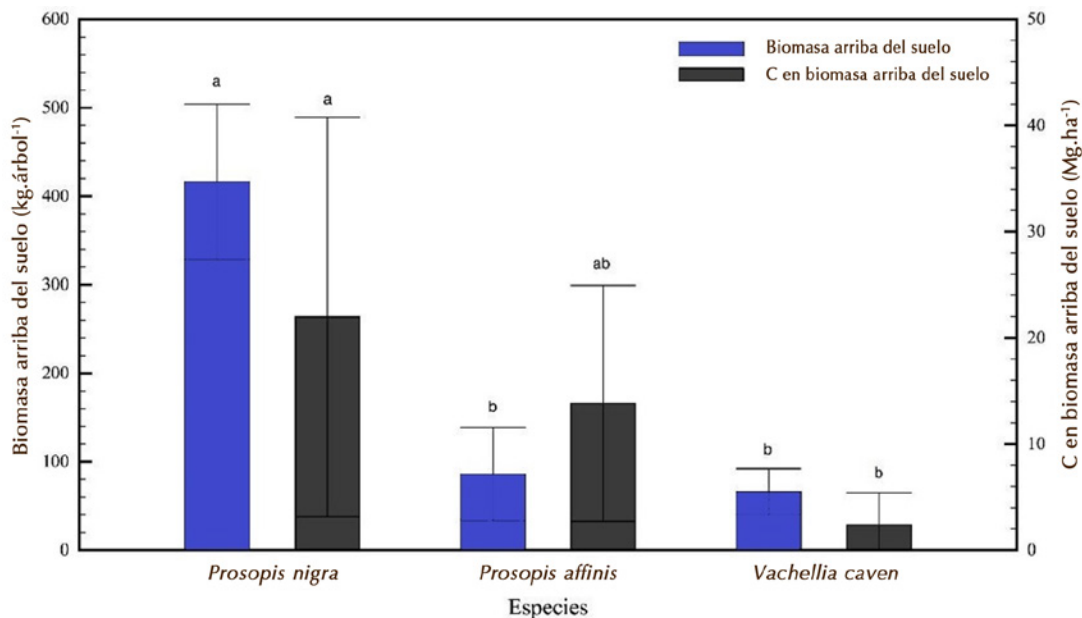


Figura 2. Biomasa aérea por especie y carbono almacenado en la biomasa arbórea por hectárea en bosques nativos de la Aldea Santa María (Espinal, Distrito del Ñandubay, Entre Ríos, Argentina). Letras diferentes indican diferencias significativas entre especies (Test LSD, $P < 0.05$). Las barras de error indican error estándar.

En biomas forestales de distintas regiones del mundo, [Pardos \(2010\)](#) reportó valores dispares en el C almacenado y los agrupó en tres categorías: $< 100 \text{ Mg C.ha}^{-1}$ (bosques templados y valores medios de bosques europeos); entre 100 y 250 Mg C.ha^{-1} (algunos bosques de coníferas, bosque tropical secundario y sistemas agroforestales) y $> 300 \text{ Mg C.ha}^{-1}$ (bosques tropicales y bosque de frondosas europeo). Los valores sensiblemente mayores de los bosques tropicales marcan una clara diferencia del resto. Este autor considera que la estructura de las masas arbóreas, su composición de especies, los aprovechamientos de madera y los agentes destructores bajo los que han estado sometidos los biomas podrían justificar las diferencias encontradas.

Los valores de biomasa aérea y de reservas de C estimados en este trabajo para bosques del Espinal, Distrito del Ñandubay (provincia de Entre Ríos), resultan inferiores a los obtenidos en otras regiones forestales argentinas. [Gasparri y Manghi \(2004\)](#) han estimado valores de biomasa aérea que oscilan entre 98.8 y 540 Mg.ha^{-1} (Parque Chaqueño y Bosques andino-patagónicos, respectivamente), mientras que para las Selvas tucumano-boliviana y misionera estos valores resultan intermedios (173 y 266 Mg.ha^{-1} , respectivamente). Las reservas de C para estas regiones varían entre 49.4 Mg.ha^{-1} (Parque Chaqueño) y 270.1 Mg.ha^{-1} (Bosques andino-patagónicos). Por su parte, en bosques del Chaco Árido, [Conti et al. \(2014\)](#) estimaron que, en su estado más conservado, la biomasa vegetal aérea almacena $43.3 \text{ Mg C.ha}^{-1}$. El Parque Chaqueño resulta la región con valores de biomasa y reservas de C más próximos a los estimados en este trabajo. Esto obedece a su similitud con el Espinal, pues ambas regiones forestales presentan bosques xerófilos caducifolios con especies arbóreas en común.

Según las estimaciones obtenidas en el presente estudio, si en el período 2020-2030 la superficie cubierta por bosques nativos en el Espinal (Distrito del Ñandubay, provincia de Entre Ríos) se involucrara en la opción de deforestación evitada

prevista en el marco del mecanismo REDD+, se reducirían emisiones del orden de 17.7 Tg CO_2 (1.77 Tg.año^{-1}). La reducción de emisiones por deforestación evitada en esta región representa un 3.7% de la meta propuesta por Argentina de no superar, al año 2030, la emisión neta de 483 Mt CO_2 (483 Tg CO_2), establecida en su Contribución Nacional Planeada del año 2016.

En la provincia del Chaco se han estimado valores de emisiones de CO_2 por deforestación. A partir de la pérdida de tierras forestales en el año 2014 (18.563 ha) se estimaron emisiones anuales de 2.97 Tg CO_2 ([MAyDS, 2017](#)). En Argentina, en el marco de la etapa de preparación del mecanismo REDD+ se han estimado emisiones brutas de CO_2 por deforestación para cada una de las regiones forestales del país, a fin de estimar el Nivel de Referencia de Emisiones Forestales (NREF). El NREF fue calculado como el promedio histórico de emisiones de CO_2 por deforestación para el período histórico 2002-2013. En total se emitieron 1.214 Mt CO_2 en todo el período histórico. La región del Parque Chaqueño representó la mayor proporción de las emisiones totales en toda la serie histórica (86%), mientras que la Selva Misionera y el Espinal contribuyeron con 5% cada uno, y la Selva Tucumano Boliviana con sólo el 4%. El NREF resultó de 101.4 Mt CO_2 a ser aplicable durante el período 2014-2018 ([Programa Nacional ONU-REDD, 2019](#)).

CONCLUSIONES

Los bosques nativos del Espinal (Distrito del Ñandubay, Entre Ríos) almacenaban, al año 2007, un total de 54.48 Tg C , con un promedio de 38.82 Mg.ha^{-1} . Estas reservas de C podrían convertirse en emisiones del orden del 17.7 Tg CO_2 en el período 2020-2030, si las tasas de deforestación se mantienen próximas al 1% anual. En este contexto, las áreas evaluadas tienen alto potencial para ser incluidas en proyectos REDD+, potenciando la

conservación del carbono en estos ecosistemas y, con ello, apoyando las metas de reducción de emisiones del país.

Los resultados obtenidos podrían ser útiles como estimados de emisiones ex ante en el planteamiento de proyectos REDD+. Las estimaciones realizadas se refieren sólo a emisiones de C por deforestación, sin incluir la degradación forestal (aspecto que adolece de vacío de información para bosques en Argentina) ni el reemplazo de las áreas deforestadas por otra cobertura vegetal que capture CO₂ atmosférico. En este sentido, este estudio constituye una primera aproximación, siendo prioritario dar continuidad a investigaciones en la temática.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el proyecto GEF PNUD ARG/10/G49-PNUMA 4B 85: "Incentivos para la conservación de servicios ecosistémicos de importancia global"; por el PID-UNER 2223: "Captura y fijación de carbono como servicio ambiental de los bosques nativos del Espinal" de la Universidad Nacional de Entre Ríos; y por el Proyecto INTA PE 1020: "Desarrollo de criterios para diseño, monitoreo y evaluación de estrategias de intensificación sostenible de agroecosistemas, basadas en múltiples servicios ecosistémicos".

CONFLICTOS DE INTERÉS

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

M. W., H. A. y S. S. idearon la investigación. E. G., S. S., L. R., S. L. y M. S. llevaron la investigación en terreno. S. S., H. A. y M. W. analizaron los datos y redactaron el manuscrito. Todos los autores

contribuyeron a la discusión y comentaron las versiones borradores.

REFERENCIAS

- Atencia, M. E.** (2003). *Densidad de maderas (kg/m³) ordenadas por nombre común*. INTI- CITEMA.
- Cabrera, A. L.** (1976). *Regiones fitogeográficas argentinas*. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería* (2ª ed.). ACME. S.A.C.I.
- Conti, G., Coirini, R. y Zapata, R.** (2008). Funciones de Estimación de Volumen de *P. nigra var. ragonesei* (algarrobo amarillo) en un Bosque del Espinal Santafesino. *Ciencia*, 3(7), 39-51.
- Conti, G., Pérez-Harguindeguy, N., Quetier, F., Gorné, L. D., Jaureguiberry, P., Bertone, G. A., Enrico, L., Cuchietti, A. y Díaz, S.** (2014). Large changes in carbon storage under different land-use regimes in subtropical seasonally dry forests of southern South America. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 197, 68-76.
<http://doi.org/10.1016/j.agee.2014.07.025>
- FAO.** (2018). *El estado de los bosques del mundo. Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible*.
<http://www.fao.org/3/i9535es/i9535es.pdf>
- García-Idárraga, F.** (2013). *Cambio climático y aplicación de proyectos REDD+ en Colombia* [Tesis de Maestría, Universidad de Palermo]. Repositorio de la Universidad de Palermo.
<https://dspace.palermo.edu/dspace/handle/10226/992>
- Gasparri, I. y Manghi, F.** (2004). *Estimación de volumen, biomasa y contenido de carbono de las regiones forestales argentinas* (Informe Final). Dirección de Bosques, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.
- IPCC. Intergovernmental Panel Climate Change.** (2007). *Climate Change 2007. Mitigation of Climate Change. Technical Summary*.
<https://www.ipcc.ch/report/ar4/wg3/>
- IPCC. Intergovernmental Panel Climate Change.** (2020). *El cambio climático y la tierra. Informe especial del IPCC sobre el cambio climático, la desertificación,*

la degradación de las tierras, la gestión sostenible de las tierras, la seguridad alimentaria y los flujos de gases de efecto invernadero en los ecosistemas terrestres. OMM-PNUMA.

https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/4/2020/06/SRCCL_SPM_es.pdf

MAYDS. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación Argentina. (2017). *Plan de Acción Nacional de Bosques y Cambio Climático*. https://redd.unfccc.int/uploads/4849_1_plan_de_accion_nacional_de_bosques_y_cambio_climatico_-_argentina.pdf [Consulta 23/05/2020].

Muñoz, J., Milera, S., Romero, E. y Brizuela, A. (2005). Bosques nativos y selvas ribereñas en la provincia de Entre Ríos. *Insugeo Miscelánea*, 14, 169-182.

Newton, P. y Benzeev, R. (2018). The role of zero-deforestation commitments in protecting and enhancing rural livelihoods. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 32, 126-33. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.05.023>

Pacheco, P., Bakhtary, H., Camargo, M., Donofrio, S., Drigo, I. y Mithöfer, D. (2018). The private sector: can zero deforestation commitments save tropical forests? In A. Angelsen, C. Martius, V. De Sy, A. E. Duchelle, A. M. Larson and T. T. Pham (Eds.), *Transforming REDD+: Lessons and new directions* (pp. 161-173). CIFOR. <https://doi.org/10.17528/cifor/007045>

Pardos, J.A. (2010). *Los ecosistemas forestales y el secuestro de carbono ante el calentamiento global*. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria Ministerio de Ciencia e Innovación. http://www.inia.es/gcontrec/pub/60587OT_LIBRO_WEB_1277883079734.pdf

Programa Nacional ONU-REDD. (2019). *Nivel de referencia de emisiones forestales de la República Argentina*. https://redd.unfccc.int/files/2019_submission_frel_argentina.pdf

Sabattini, R. A., Sione, S. M., Ledesma, S. G., Sabattini, J. y Wilson, M. G. (2016). Estimación de la pérdida de superficie de bosques nativos y tasa de deforestación en la Cuenca del Arroyo Estacas (Entre Ríos, Argentina). *Revista Científica Agropecuaria*, 20 (1-2), 45-56.

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. (2007). *Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos: informe regional Espinal. Segunda Parte* (1ª ed.).

Sione, S. M., Andrade-Castañeda, H. J., Ledesma, S. G., Rosenberger, L. J., Oszust, J. D. y Wilson, M. G. (2019a). Aerial biomass allometric models for *Prosopis affinis* Spreng. in native forests of Argentina. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 23(6), 467-473. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v23n6p467-473>

Sione, S. M. J., Ledesma, S. G., Rosenberger, L. J., Oszust, J. D., Carpp, I. A., Wilson, M. G., Andrade Castañeda, H. J. y Sasal, M. C. (2019b). Fracción de carbono en la biomasa de *Prosopis affinis* Spreng. en un bosque nativo del Espinal (Argentina). *Agro-nomía & Ambiente. Revista de la Facultad de Agronomía UBA*, 39(1), 6-15.

Sione, S. M. J., Ledesma, S. G., Rosenberger, L. J., Oszust, J. D., Andrade, H. J., Maciel, G. O. y Wilson, M. G. (2020a). Modelos alométricos de biomasa aérea para *Vachellia caven* Mol. Molina en bosques nativos del Espinal (Argentina). *Quebracho*, 28(1,2), 20-33.

Sione, S. M. J., Ledesma, S. G., Rosenberger, L. J., Oszust, J. D., Andrade Castañeda, H. J., Maciel, G. O., Wilson M. G. y Sasal, M. C. (2020b). Ecuaciones alométricas de biomasa aérea para *Prosopis nigra* Griseb. Hieron "algarrobo negro" (Fabaceae) en bosques de Entre Ríos (Argentina). *Agronomía & Ambiente Revista de la Facultad de Agronomía UBA*, 40(1), 63-76.

UMSEF. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal. (2007). *Monitoreo de Bosque Nativo, Período 1998-2002 y Período 2002-2006 (Datos Preliminares)*.

https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/2006_-_monitoreo_bosque_nativo_preliminar.pdf

UNFCCC. (2007). *Proceedings of UNCCC 2007*. <https://unfccc.int/process-and-meetings/conferences/past-conferences/bali-climate-change-conference-december-2007/bali-climate-change-conference-december-2007-0>

Wilson, M. G. (2007). *Uso de la tierra en el área de bosques nativos de Entre Ríos, Argentina* [Tesis Doctoral]. Universidad de La Coruña.

Winjum, J. K., Dixon, R. K. y Schroeder, P. E. (1993). Forest management and carbon storage: an analysis of 12 key forest nations. *Water Air Soil Pollution*, 70, 19-38.
<https://doi.org/10.1007/BF01105000>





UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Series de clima en anillos de *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg. y *Anacardium excelsum* (Bertero ex Kunth) Skeels

Climate series in rings of *Aspidosperma polyneuron* Müll.Arg. y *Anacardium excelsum* (Bertero ex Kunth) Skeels

Ana María Briceño-J^{1*}  y Jesús Orlando Rangel-Ch¹ 

Briceño-J. A.M. y Rangel-Ch, J.O. (2021). Series de clima en anillos de *Aspidosperma polyneuron* Müll.Arg. y *Anacardium excelsum* (Bertero ex Kunth) Skeels. *Colombia Forestal*, 24(2), 52-64.

Recepción: 7 de mayo 2020

Aprobación: 9 de abril 2021

Resumen

Se analizó la dinámica de crecimiento de *Aspidosperma polyneuron* y *Anacardium excelsum*, especies que crecen en el bosque seco tropical en el departamento del Cesar. Se utilizaron técnicas dendrocronológicas y modelos de regresión (Clench, Exponencial negativa, Logístico y Gompertz). Los resultados obtenidos muestran que los anillos de *A. polyneuron* permitieron construir una cronología de 161 años (1854-2014) y los de *A. excelsum* de 128 años (1887-2014). El crecimiento de *A. polyneuron* mostró una respuesta positiva con la precipitación espontánea en los meses secos, mientras que *A. excelsum* la mostró en los meses más lluviosos. La temperatura y el SOI (Índice de Oscilación Sur) no mostraron correlaciones con el crecimiento. Los anillos de *A. polyneuron* y *A. excelsum* documentaron variaciones climáticas locales pero no globales, como el SOI. De acuerdo a los modelos de regresión las dos especies tardarán más de 100 años en alcanzar el diámetro máximo, por lo que es preciso pensar estrategias para la conservación de las especies y la deforestación evitada.

Palabras clave: anillos de crecimiento, bosque seco tropical, caribe colombiano, precipitación, temperatura, SOI.

Abstract

The growth dynamics of *Aspidosperma polyneuron* and *Anacardium excelsum* species that grow in the tropical dry forest of the Cesar department were analyzed. We used dendrochronological techniques and regression models (Clench, Negative Exponential, Logistic and Gompertz). The results obtained show that *A. polyneuron* rings allowed to build a chronology of 161 years (1854-2014) and the rings of *A. excelsum* a chronology of 128 years (1887-2014). The growth of *A. polyneuron* showed a positive growth with spontaneous rain in the dry months and *A. excelsum* with the rainiest months. Temperature and SOI did not show correlations with growth. The rings of *A. polyneuron* and *A. excelsum* documented local climatic variations, but not global as SOI. According to the regression models, the two species will take more than 100 years to reach the maximum diameter, so it is necessary to think about the conservation of the species and the avoided deforestation.

Keywords: growth rings, tropical dry forest, Colombian Caribbean, precipitation, temperature, SOI.

¹ Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.

* ambricenoj@unal.edu.co. Autora para correspondencia.

INTRODUCCIÓN

El monto anual de la lluvia y su régimen de distribución influyen en la composición florística y en la estructura y arquitectura de la vegetación, como se ha mencionado en la caracterización de la vegetación de varias regiones naturales de Colombia (Minorta-C. *et al.*, 2019; Rangel-Ch., 2012). Bajo un escenario de cambio climático, un deterioramiento en los patrones de lluvia (montos y régimen de distribución) tendría efectos drásticos sobre la vegetación natural y los cultivos agrícolas, especialmente en las regiones secas. Las variaciones en la temperatura superficial del mar en el océano Pacífico, por ejemplo, se manifiestan en anomalías que afectan la dinámica del clima continental, especialmente en la franja tropical (Fedorov y Philander, 2000), donde se producen periodos muy lluviosos con descensos de la temperatura o periodos con escasas lluvias y aumentos de la temperatura. Estos fenómenos se denominan La Niña y El Niño y se les ha asociado al Índice de Oscilación del Sur (SOI) (Bendix *et al.*, 2011).

Con base en la información disponible para el último siglo, desde 1970 se ha registrado una mayor cantidad de años en los cuales las condiciones del fenómeno del Niño están presentes (Berliner, 2003; Malhi y Wright, 2004). En Colombia la manifestación de este fenómeno provoca la disminución de la precipitación con menor disponibilidad de agua y periodos intensos de sequía (Rangel-Ch. y Carvajal-Cogollo, 2009).

Las relaciones entre las variaciones de los parámetros climáticos, como la precipitación y la temperatura, influyen en el crecimiento de las especies arbóreas. Dicha relación puede ser documentada mediante técnicas dendrocronológicas (Hughes, 2011) que tienen como uno de sus objetivos principales la reconstrucción del clima pasado. Una condición apropiada para realizar estos estudios y analizar las variaciones del clima es la formación de anillos de crecimiento anuales (Oliveira *et al.*, 2009; Pereyra *et al.*, 2014). Si tomamos el caso de las regiones tropicales, vemos que ha aumentado

la lista de especies de las que se ha documentado la manifestación de crecimiento anual de los anillos (Groenendijk *et al.*, 2014; Tomazello-Filho *et al.*, 2000, 2009) con importantes implicaciones para la ecología y el manejo forestal (Stahle *et al.*, 1999). Estas estimaciones han considerado la realización de modelos matemáticos de crecimiento de las especies como von Bertalanffy, y en especial de especies con valor comercial por su implicación en el sector maderero (Del Valle, 1997). Respecto al manejo forestal del crecimiento de las especies, este ha sido descrito mediante modelos matemáticos en los que la mayoría de los estudios sobre los modelos en el trópico se han concentrado en especies foráneas y nativas cuya madera tiene valor comercial (Del Valle, 1997), como es el caso de: *Gmelina arborea* Roxb., *Acrocarpus fraxinifolius* Arn., *Tectona grandis* L.f. (Muñoz *et al.*, 2009), *Ochroma pyramidale* (Cav. ex Lam.) Urb., *Ochroma lagopus* Sw; (Suatunce *et al.*, 2009), *Terminalia amazonia* (J.F.Gmel.) Exell, *Hieronyma alchorneoides* Allemão, *Vochysia ferruginea* Mart. y *Vochysia guatemalensis* Donn. Sm. (Arias, 2005).

En la región del Caribe colombiano, las áreas con bosque seco tropical se caracterizan porque la evapotranspiración potencial supera a la precipitación durante la mayor parte del año (Rangel-Ch. y Carvajal-Cogollo, 2009). Estos bosques, afectados por el déficit hídrico, son muy sensibles a los cambios en los montos y en los regímenes de distribución en las lluvias, y sus condiciones desfavorables se agudizan cuando se presentan sequías severas (Rangel-Ch. y Carvajal-Cogollo, 2009). Entre las especies arbóreas de importancia por su dominancia en la vegetación de la zona de estudio figura *Aspidosperma polyneuron* Muell. Arg., de amplia distribución en Suramérica. En Colombia tiene presencia en el Caribe, alrededor de los complejos cenagosos de Zapatosa y el Sur del Cesar, y en la parte baja de la Serranía de Perijá, extendiéndose en algunos casos al sector norte del valle del río Magdalena. Dado que esta especie es explotada en exceso por el sector maderero para la construcción de vivienda y en ebanistería

para la construcción de muebles y pisos, las poblaciones actuales están seriamente amenazadas debido a la reducción drástica de su hábitat original. Es por esto que, dentro del plan de conservación y manejo de la especie, la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR) la ha categorizado en peligro, pues el 60% de su localidad en Colombia ha tenido una explotación intensa (Rodríguez, 2015). Por otra parte, *Anacardium excelsum* se distribuye desde Costa Rica hasta Brasil y en Colombia desde áreas húmedas en las serranías del Chocó biogeográfico hasta zonas semihúmedas en sectores del Parque Nacional Tayrona y los Montes de María (Córdoba). En la región andina, además, forma bosques homogéneos que se establecen en las orillas de quebradas y ríos. Sin embargo, debido a que su madera tiene una alta demanda para la elaboración de canoas, muebles sencillos, cajas livianas, construcción de viviendas rurales, carpintería, ebanistería y pisos, su explotación ha diezmado extensos territorios, como es el caso en las poblaciones de la Serranía del Darién y en la región tropical andina (Rangel-Ch., 2012).

Por lo anterior, esta investigación tuvo como objetivo: i) analizar el crecimiento radial y su relación con las variables climáticas (temperatura y precipitación) y el impulsador climático del fenómeno El Niño Oscilación del Sur (ENSO), documentado en el SOI, y ii) proponer un modelo de crecimiento radial para *Aspidosperma polyneuron* y *Anacardium excelsum* en el bosque seco tropical.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio

La fase de campo se realizó en la hacienda Río de Janeiro (Valledupar, Norte del departamento del Cesar, 10°31'04.3"N, 73°10'38.6"W) y en el sector de la Bocatoma (Aguachica, Sur del Cesar, 08°21'11.5"N, 73°34'46.4"). En la zona de estudio los suelos son moderadamente profundos y

ácidos, en la textura predominan las condiciones: arcillosa, franco-limosa y arenosa-franca, y el pH fluctúa entre 4.1 (muy ácido) y 9.9 (alcalino); además, la capacidad de intercambio catiónico está entre muy baja a baja y son muy bajos los contenidos de Carbono, Magnesio y Potasio (Rangel-Ch. y Carvajal-Cogollo, 2012a).

El tipo de clima de Valledupar (estación: Aeropuerto Alfonso López, 10°26'N, 73°15'W, 138 m de altitud.), según la clasificación de Thornthwaite, es DS₂A', semiárido con marcada deficiencia de agua en la época más seca (diciembre a marzo), y megatermal, con un valor máximo de evapotranspiración potencial (ETP) en marzo (Rangel-Ch. y Carvajal-Cogollo, 2012b). El monto anual de las precipitaciones en la serie de 1970 a 2013 fue de 997.2 mm con promedio mensual de 82.8 mm y una temperatura media de 29°C (Figura 1a). El régimen de precipitación es bimodal-tetraestacional. Los periodos lluviosos de mayor intensidad van de agosto a noviembre y de mayo a junio; los meses de mayor pluviosidad son mayo (169 mm) y octubre (197mm). El periodo seco de más intensidad va de diciembre a abril, con el valor más bajo en febrero (Figura 1b).

Para el caso de Aguachica (estación: Aguas Claras, 8°15'N, 73°37'W, 208 m de altitud), según la clasificación de Thornthwaite, el tipo de clima es DS₂A', semiárido con deficiencia de agua en la época más seca (diciembre a marzo). El monto anual de precipitación para el periodo de 1974 a 2013 fue de 1364.3 mm con promedio mensual de 113.8 mm y una temperatura promedio de 28.3 °C (Figura 1c). El régimen de precipitación es unimodal-biestacional. El periodo lluvioso va de abril a octubre; septiembre es el mes más lluvioso (Rangel-Ch. y Carvajal-Cogollo, 2012b). El periodo seco va de noviembre a marzo, con el valor más bajo en enero (Figura 1d).

Muestreo. Tanto de *A. polyneuron* –en la reserva Río de Janeiro– como de *A. excelsum* –en la Bocatoma– se colectaron 45 rodajas basales: este número fue considerado porque superaba el valor

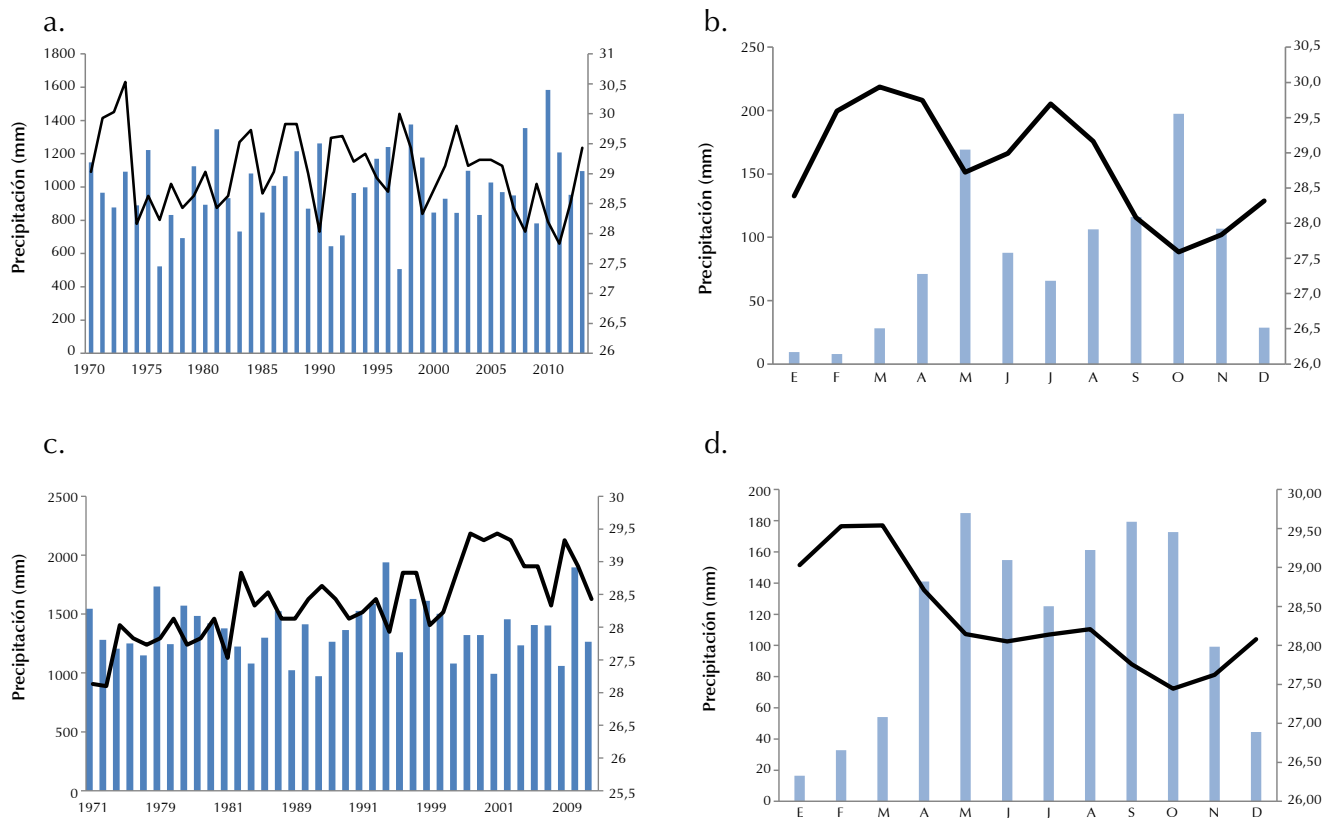


Figura 1. a. Fluctuación interanual de la precipitación estación Aeropuerto Alfonso López, Valledupar; **b.** Promedio de las lluvias mensuales para el periodo 1970-2013; **c.** Fluctuación interanual de la precipitación estación Aguas Claras, Aguachica; **d.** Promedio de las lluvias mensuales para el periodo 1974-2011.

Nota: precipitación (barras azules) y temperatura (líneas negras). Las líneas horizontales representan el promedio histórico.

límite de 40 rodajas basales utilizados en otros estudios dendrocronológicos (y por la disponibilidad de muestras en las zonas de estudio). Las rodajas fueron pulidas con lijas de diferente granulometría (36, 50, 80 y 120) para posibilitar la correcta visualización y la marcación de los anillos de crecimiento. Se comprobó que en ambas hubo dificultades para identificar sus anillos de crecimiento, situación que ocurre en algunas especies tropicales que reflejan condiciones climáticas locales y eventos ecológicos particulares. Por ello, para determinar un fechado inicial, se identificaron secciones donde se encontraron anillos estrechos en cada una de las rodajas, a los que vinculó con años secos, y mayores amplitudes en los anillos de crecimiento se relacionaron con años lluviosos.

Construcción de las cronologías. Para la medición de los anillos se utilizó una lupa estereoscópica AmScope SW-3T24Z acoplada a una mesa de medición Velmex TA4021H1-S6, con una precisión de 0.001 mm. Para verificar los errores en la datación de los anillos de crecimiento se utilizó el programa COFECHA con los estadísticos intercorrelación de la serie (valor crítico 0.32) y sensibilidad media (Grissino-Mayer, 2001; Holmes, 1983). La estandarización de los anillos de crecimiento se realizó empleando el programa ARSTAN (Cook, 1985) con una curva exponencial negativa que transforma las mediciones de los anillos en índices de crecimiento. Este programa reduce la variación interanual causada por la tendencia biológica de formar anillos más angostos en la senectud y los

disturbios endógenos, y maximiza el porcentaje de varianza común en el ancho de los anillos entre las series. También se evaluó: el intervalo común óptimo, que se refiere al mayor período de tiempo con el máximo número de series de índices de crecimiento; la correlación media entre radios, entre árboles, dentro de árboles y de cada radio con la cronología media; la relación señal-ruido, entendida como la robustez de la señal común observada entre los árboles que componen la cronología; y la señal expresada de la población (EPS), que es la concordancia con la cronología poblacional, encargada de cuantificar el grado de representación de la cronología obtenida (Briceño-J. *et al.*, 2016; Speer, 2010).

Relación entre el índice de crecimiento y las variables ambientales. Se calculó el coeficiente de correlación de Pearson entre las variables climáticas con fluctuación mensual y los índices de crecimiento de los anillos. La relación estadística entre el ancho del anillo y las variables climáticas se examinó para el periodo común entre la cronología de los anillos de crecimiento y los datos instrumentales de precipitación y temperatura. Como el crecimiento en un año dado puede estar influenciado por las condiciones climáticas del año previo, el periodo de comparación analizado comprendió 24 meses (enero-diciembre) (Briceño-J., 2017). Esto se realizó con el fin de tener un registro climático más amplio y poder realizar así las comparaciones ambientales con los índices de crecimiento de las especies.

Para el SOI se calculó la correlación entre el crecimiento anual y los valores estimados por la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) en un periodo común desde enero a diciembre usando el programa RWizard (Guisande *et al.*, 2014). Se consideraron niveles de significancia (*, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$ y ***, $p < 0.001$) (Briceño-J., 2017).

Modelos de crecimiento. Para obtener la función matemática que representó el crecimiento de las especies, se utilizó el programa RWizard

(versión 4.3) (Guisande *et al.*, 2014) con los modelos de regresión para variables dependientes cuantitativas mediante funciones no lineales (Clench, Exponencial negativa, Logístico y Gompertz). Al escoger el mejor modelo se tuvo en cuenta la normalidad de los residuos, el mayor valor del coeficiente de determinación, el menor error estándar residual y el menor número de iteraciones.

RESULTADOS

Cronologías

Aspidosperma polyneuron. De las 45 rodajas, 38 fueron seleccionadas y 7 presentaron dificultades en la datación para encontrar el límite del anillo de crecimiento, pues los anillos se agrupaban impidiendo la medición y su seguimiento alrededor de la rodaja no fue posible. Se midieron, a su vez, 2 radios por cada rodaja. Como resultado, la datación con el programa COFECHA permitió construir una cronología entre 1854 y 2014 (161 años) con una inter-correlación de la serie de 0.46 entre series y una sensibilidad media de 0.36. El mayor número de series fue 50 a partir de 1955, ya que el 65% de las muestras permitió esta amplitud de la cronología; el valor de EPS se estabilizó en 0.76 a partir de 1894 (Figura 2a).

Anacardium excelsum. Se seleccionaron 27 de las 45 rodajas y se descartaron 18 que mostraron manchas en las secciones impidiendo la correcta visualización y el marcaje de los anillos; además revelaron algunos radios con anillos comprimidos y radios con leño de reacción. Estas 18 rodajas presentaron problemas en la datación, con inter-correlación entre la serie por debajo de 0.32. La cronología cubrió un periodo de 128 años, de 1887 a 2014. La inter-correlación entre series fue de 0.45 con una sensibilidad media de 0.41.

El mayor número de series fue de 27 a partir de 1992 (100% de las rodajas estudiadas) y el valor de EPS se estabilizó en 0.72 a partir de 1995 (Figura 2b).

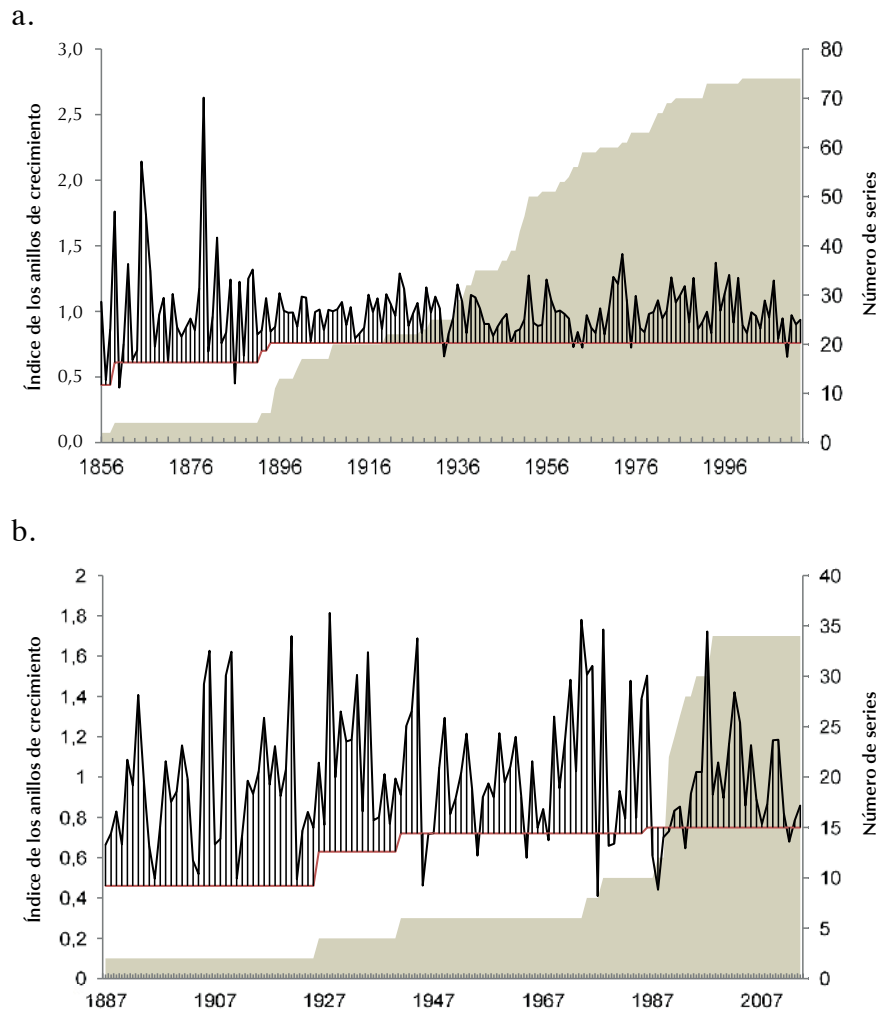


Figura 2. a. Cronología de *Aspidosperma polyneuron* (periodo 1856-2013) en Río de Janerio, Valledupar; **b.** Cronología de *Anacardium excelsum* (periodo 1887-2014) en la Bocatoma, Aguachica.

Nota: el área gris representa el número de series de la cronología y la línea roja el valor del EPS.

Marcha anual de las variables climáticas y la formación de los anillos de crecimiento

Aspidosperma polyneuron. El crecimiento mostró valores de correlación positiva (estadísticamente significativos) con la precipitación de enero ($r=0.55$, $p<0.001$), de abril ($r=0.34$, $p<0.05$) y de julio ($r=0.33$, $p<0.05$) del año anterior a la formación del anillo de crecimiento. Por el contrario, las correlaciones fueron negativas con noviembre ($r=-0.39$, $p<0.01$) y diciembre ($r=-0.29$, $p<0.05$) del año de formación del anillo de crecimiento (Figura 3a). La temperatura de

enero tuvo una correlación negativa con significancia estadística ($r=-0.39$, $p<0.01$) y el SOI mensual no mostró valores significativos (Figura 3a).

Anacardium excelsum. El crecimiento mostró valores significativos positivos con la precipitación de octubre ($r=0.32$, $p<0.05$) del año previo a la formación del anillo de crecimiento y con la de marzo ($r=0.54$, $p<0.01$) del año de formación del anillo de crecimiento; expresión similar se obtuvo con la temperatura del mes de octubre ($r=0.32$, $p<0.05$). Con relación al SOI, los valores de los anillos de crecimiento no mostraron relación significativa (Figura 3b).

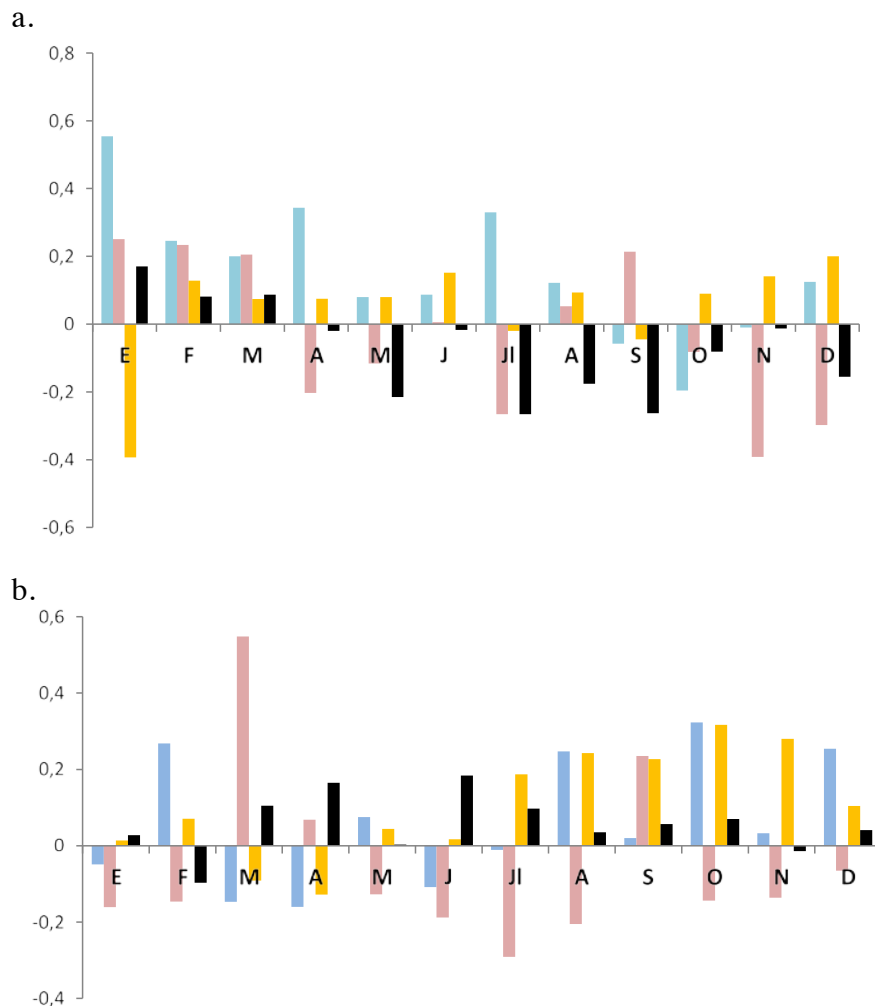


Figura 3. a. Correlación de los índices de crecimiento de *Aspidosperma polyneuron* en Río de Janeiro, Valledupar; **b.** Correlación de los índices de crecimiento de *Anacardium excelsum* en la Bocatoma, Aguachica.

Nota: las barras azules indican la precipitación del año anterior, las rosadas la precipitación del año actual, las amarillas la temperatura y las negras el SOL.

Modelos de crecimiento

***Aspidosperma polyneuron*.** El modelo que mejor representó el crecimiento diamétrico acumulado de *A. polyneuron* fue la función de Gompertz (Figura 4a). Los coeficientes de la ecuación fueron significativos para el modelo ($p < 0.05$), el coeficiente de determinación fue 0.99 y el error estándar de la ecuación fue 6.87, con ocho (8) iteraciones; los datos fueron normales de acuerdo con la prueba

de Lilliefors (Kolmogorov-Smirnov). La ecuación que representó el crecimiento de la especie fue:

$$Cr = 196.3 * e^{-2.8 * e^{-0.02 * t}} \quad (1)$$

Donde:

Cr: crecimiento diamétrico acumulado en cm y
t: tiempo transcurrido en años.

***Anacardium excelsum*.** El modelo que mejor representó el crecimiento diamétrico acumulado de

A. excelsum fue la función logística (Figura 4b). Los coeficientes de la ecuación fueron significativos para el modelo ($p < 0.05$), el coeficiente de determinación fue 0.98 y el error estándar de la ecuación fue 20.14, con nueve (9) iteraciones; los residuos del modelo no fueron normales de acuerdo a la prueba de Lilliefors (Kolmogorov-Smirnov) ($p = 0.003$). La ecuación que representó el crecimiento de la especie fue:

$$Cr = \frac{605.3}{1 + 7.9 * e^{(-0.04 * t)}} \quad (2)$$

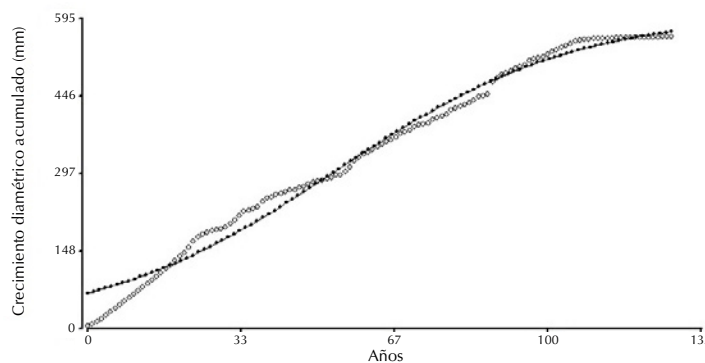
Donde:

Cr: crecimiento diamétrico acumulado en cm y
t: tiempo transcurrido en años.

DISCUSIÓN

Los resultados confirman el potencial de las especies tropicales, especialmente de *A. polyneuron* y *A. excelsum*, para el desarrollo de estudios dendrocronológicos (en extensión, validación y estadísticos de la cronología). También, la utilidad de los anillos de crecimiento para documentar la variación climática en el bosque seco, como lo reportado en *Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Oken, *Pseudobombax septenatum* (Jacq.) Dugand, *Annona spraguei* Saff. en Costa Rica (Devall et al., 1995), *Prosopis pallida* (Willd.) Kunth (López-B. et al., 2005) y *Bursera graveolens* (Kunth) Triana &

a.



b.

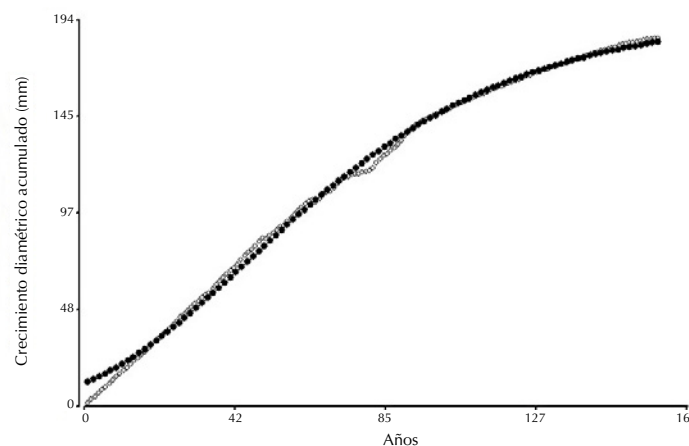


Figura 4. a. Modelo de crecimiento diamétrico acumulado de *Aspidosperma polyneuron* en Río de Janeiro, representado por la función Gompertz; b. Modelo de crecimiento diamétrico acumulado de *Anacardium excelsum* en la Bocatoma, representado por la función logística.

Nota: los círculos grises corresponden a los datos y los negros al modelo.

Planch (Rodríguez *et al.*, 2005) en Perú, así como *Capparis odoratissima* Jacq en los bosques secos de la Guajira colombiana (Ramírez y Del Valle, 2011).

Para *A. polyneuron* y *A. excelsum* los valores de la señal común expresada de la población (EPS) fueron 0.76 y 0.75 respectivamente, resultados similares al encontrado en *Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Oken (0.7) en un bosque seco tropical de Colombia (Briceño-J. *et al.*, 2016), aunque ligeramente inferiores al valor recomendado ≥ 0.85 (Wigley *et al.*, 1984). Otros estudios han mostrado valores más altos en el EPS, relacionándolo con la intensidad de muestreo 30-40 muestras basales. Sin embargo, el EPS es sensible a las particularidades de cada sitio, por ejemplo, valores por debajo de 0.85 pueden asociarse a condiciones como pendientes y presión antrópica (López y Villalba, 2011). De esta manera el resultado de menor valor de referencia puede asociarse a la ocurrencia de incendios forestales, no solo por la prolongación de las sequías en los bosques estudiados, sino por los cambios en el uso del suelo para actividades agrícolas y prácticas culturales que han desencadenado procesos erosivos hasta la desertificación (Díaz *et al.*, 2003).

Los anillos de crecimiento y las variables ambientales

Precipitación y temperatura

Los anillos de crecimiento de *A. polyneuron* se relacionaron con la precipitación evidenciado un crecimiento positivo en la época de inicio de las lluvias y durante el periodo seco cuando se presentaron lluvias espontáneas, situación similar a la encontrada en *Tachigali myrmecophila* (Ducke) Ducke en un bosque de Manaus (3°S, 60°W) donde la correlación fue positiva entre el crecimiento y la precipitación (Ballantyne *et al.*, 2011). La influencia positiva de las lluvias durante el periodo seco encontrado en *A. polyneuron* se documentó en especies africanas de *Acacia* (Gourlay, 1995).

Los valores altos en la temperatura media y la escasa precipitación (por ejemplo, en enero)

limitan el crecimiento de *A. polyneuron*: se encontraron valores negativos en las correlaciones estadísticamente significativas, por lo que en años más cálidos con incrementos de la evapotranspiración y del déficit hídrico es de esperar mayores limitaciones. Patrones similares en el crecimiento de los anillos de *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm. del bosque seco en Bolivia (16°9'S, 60°47'W) fueron mencionados por Paredes-Villanueva *et al.* (2015).

En el caso de *A. excelsum* el crecimiento se encuentra positivamente influenciado por los meses más lluviosos del año (octubre, un mes típicamente lluvioso) y por marzo, al inicio de la temporada de lluvias. Estos resultados se pueden asociar a la marcada dependencia que muestra la especie frente a la disponibilidad de agua, así como su adaptación a los regímenes de la formación del bosque tropical seco (Rangel-Ch., 2012). La correlación positiva significativa del crecimiento con la temperatura fue la de octubre, mes con el valor más bajo de temperatura en toda la serie mensual multianual (27.4°C).

Índice SOI

Los anillos de crecimiento de *A. polyneuron* y *A. excelsum* no mostraron correlaciones significativas con el SOI, resultado similar al encontrado en *Bursera graveolens* en un bosque seco del Ecuador (reserva Catamayo, 4°22'S, 79°90'W) (Pucha-Cofrep *et al.*, 2015). Así pues, este resultado refuerza las consideraciones sobre el alcance geográfico de los fenómenos climáticos como El Niño y La Niña y sus efectos positivos o negativos sobre el crecimiento de las especies (Briceño-J. *et al.*, 2016).

Modelos de crecimiento

Los resultados de los modelos estadísticos del crecimiento diamétrico de las especies estuvieron expresados por la curva logística para *A. excelsum* en Aguachica y por la función de Gompertz para *A. polyneuron* en Valledupar. Modelos sigmoidales similares mostró *Machaerium scleroxylon* en un bosque seco tropical en Bolivia (Paredes-Villanueva *et al.*, 2013). Según los resultados, las especies

estudiadas alcanzarán su diámetro máximo (asintótico) de la siguiente manera: *A. polyneuron* en 169 años (194 cm) en Valledupar y *A. excelsum* en 133 años (596 cm) en Aguachica. Otras especies en bosques tropicales han reportado un comportamiento similar: *Cedrelinga catenaeformis* (Ducke) Ducke, *Cedrela odorata* L, *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm y *Peltogyne heterophylla* M.F. Silva (Brienen y Zuidema, 2006).

Los análisis efectuados indican que las acciones extractivas de la madera de estas especies en los bosques secos tienen como consecuencia que la recuperación o la restauración en bosques dominados por estas especies tardarán entre 133 y 169 años para que alcancen su mayor diámetro (asintótico).

Teniendo en cuenta este tiempo, se recomienda a las entidades gubernamentales poner en marcha programas de conservación de áreas con parches originales de esta vegetación en la región del Caribe colombiano (Briceño-J, 2017). Así como detener los procesos de avance de la deforestación de los bosques secos y la implementación de estrategias de deforestación evitada (Rangel-Ch., 2012).

CONCLUSIONES

El crecimiento de *A. polyneuron* está influenciado positivamente por la precipitación en los meses previos a la formación del anillo de crecimiento y en los meses en los cuales se presentan precipitaciones espontáneas en la época seca; para *A. excelsum* esto ocurre con el mes de mayor precipitación.

La temperatura no mostró correlaciones significativas (estadísticamente) con el crecimiento de *A. polyneuron* y *A. excelsum*.

El Índice de Oscilación del Sur (SOI) no mostró correlaciones significativas (estadísticamente) con el crecimiento de las especies estudiadas.

Los anillos de crecimiento de *Aspidosperma polyneuron* y *Anacardium excelsum*, reflejan la influencia de las variaciones locales de precipitación media mensual y de temperatura media mensual.

El crecimiento diamétrico máximo que alcanzarán *Aspidosperma polyneuron* y *Anacardium excelsum* en los bosques secos tropicales tardará más de 100 años.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Minciencias (Colombia) y a la Universidad Nacional de Colombia.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

Los dos autores contribuyeron planificando la investigación, ejecutándola y en la preparación del manuscrito.

REFERENCIAS

- Arias, D.** (2005). Morfometría del árbol en plantaciones forestales tropicales. *Kurú Revista Forestal Costa Rica*, 2(5),1-13.
- Ballantyne, A., Baker, P., Chambers, J., Villalba, R. y Argollo, J.** (2011). Regional differences in South American Monsoon precipitation inferred from the growth and isotopic composition of tropical trees. *Earth Interactions*, 15(5), 1-35. <https://doi.org/10.1175/2010EI277.1>
- Bendix, J., Trache, K., Palacios, E., Rollenbeck, R., Goettlicher, D., Nauss, T. y Bendix, A.** (2011). El Niño meets La Niña – anomalous rainfall patterns in the “traditional” El Niño region of southern Ecuador. *ERDKUNDE*, 65(2), 151-167. <https://doi.org/10.3112/erdkunde.2011.02.04>
- Berliner, M.** (2003). Uncertainty and climate change. *Statistical Science*, 18(4), 430-435. <https://doi.org/10.1214/ss/1081443227>

- Briceño-J, A. M.** (2017). Dinámica del crecimiento y relación con el clima de especies arbóreas de los bosques de la región Caribe, Colombia [Tesis doctoral, Universidad Nacional de Colombia]. Repositorio institucional Universidad Nacional de Colombia. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/59369>
- Briceño-J, A. M., Rangel-Ch, J. O y Bogino, S.** (2016). Estudio de los anillos de crecimiento de *Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Oken en Colombia. *Colombia Forestal*, 19(2), 219-232. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2016.2.a07>
- Brienen, R. J. W. y Zuidema, P. A.** (2006). The use of tree rings in tropical forest management: Projecting timber yields of four Bolivian tree species. *Forest Ecology and Management*, 226 (1-3), 256-267. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.038>
- Cook, E. R.** (1985). A time series analysis approach to tree-ring standardization [Tesis doctoral, Universidad de Arizona]. Repositorio institucional Universidad de Arizona. <https://lrr.arizona.edu/content/time-series-analysis-approach-tree-ring-standardization>
- Del Valle, A. J. I.** (1997). Crecimiento de cuatro especies de los humedales forestales del litoral pacífico colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 21(81), 445-466.
- Devall, M. S., Parresol, B. R. y Wright, S. J.** (1995). Dendroecological analysis of *Cordia alliodora*, *Pseudobombax septenatum* and *Annona spraguei* in central Panama. *IAWA Journal*, 16(4), 411-424. <https://doi.org/10.1163/22941932-90001430>
- Díaz, D. R., Lloret, F. y Pons, X.** (2003). Influence of fire severity on plant regeneration through remote sensing imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 24(8), 1751-1763. <https://doi.org/10.1080/01431160210144732>
- Fedorov, A. V. y Philander, S. G.** (2000). Is El Niño changing? *Science*, 288(5473), 1997-2002. <https://doi.org/10.1126/science.288.5473.1997>
- Gourlay, I. D.** (1995). Growth ring characteristics of some African *Acacia* species. *Journal of Tropical Ecology*, 11(1), 121-140. <https://doi.org/10.1017/S0266467400008488>
- Grissino-Mayer, H. D.** (2001). Evaluating crossdating accuracy: a manual and tutorial for the computer program COFECHA. *Tree-ring Research*, 57(2), 205-221.
- Groenendijk, P., Sass-Klaassen, U., Bongers, F. y Zuidema, P. A.** (2014). Potential of tree-ring analysis in a wet tropical forest: a case study on 22 commercial tree species in Central Africa. *Forest Ecology and Management*, 323(1), 65-78. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.03.037>
- Guisande, C., Heine, J., González-DaCosta, J. y García-Roselló, E.** (2014). *RWizard* (Versión 4.3) [Software de computador]. University of Vigo.
- Holmes, R. L.** (1983). Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bull*, 43, 69-75.
- Hughes, M. K.** (2011). Dendroclimatology in High-Resolution Paleoclimatology. *Dendroclimatology Progress and Prospects*, 364, 17-34.
- López, L. y Villalba, R.** (2011). Climate influences on the radial growth of *Centropium microchaete*, a valuable timber species from the tropical dry forests in Bolivia. *Biotropica*, 43(1), 41-49. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00653.x>
- López-B, C., Sabaté, S., García, C. A. y Rodríguez, R.** (2005). Wood anatomy, description of annual rings, and responses to ENSO events of *Prosopis pallida* H.B.K., a wide-spread woody plant of arid and semi-arid lands of Latin America. *Journal of Arid Environments*, 61(4), 541-554. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.10.008>
- Malhi, Y. y Wright, J.** (2004). Spatial patterns and recent trends in the climate of tropical rainforest region. *Philosophical Transactions Biological Sciences*, 359(1443), 311-329. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1433>
- Minorta-C, V., Rangel-Ch, J. O., Castro-L, F. y Ay-mard, G.** (2019). La vegetación de la serranía de Manacacías (Meta) Orinoquía colombiana. En J. O. Rangel-Ch (Ed.), *Colombia Diversidad Biológica XVII: la región de la Serranía de Manacacías (Meta) Orinoquía colombiana* (pp. 155-234). Universidad Nacional de Colombia-Instituto de Ciencias Naturales/Parques Nacionales Naturales de Colombia.

- Muñoz, F. H., Coria, V. M. A., García, J. J. S. y Balam, M. C.** (2009). Evaluación de una plantación de tres especies tropicales de rápido crecimiento en Nuevo Urecho, Michoacán. *Revista Ciencia Forestal en México*, 34(106), 61-87.
- Oliveira, J. M., Santarosa, E., Pillar, V. D. P. y Roig, F. A.** (2009). Seasonal cambium activity in the subtropical rain forest tree *Araucaria angustifolia*. *Trees*, 23, 107-115.
<https://doi.org/10.1007/s00468-008-0259-y>
- Paredes-Villanueva, K., Sánchez-Salguero, R., Manzano, R. D., Quevedo-Sopepi, R., Palacios, G. y Navarro-Cerrillo, R.M.** (2013). Growth rate and climatic response of *Machaerium scleroxylon* in a dry tropical forest in southeastern Santa Cruz, Bolivia. *Tree-Ring Research*, 69(2), 63-79.
<https://doi.org/10.3959/1536-1098-69.2.63>
- Paredes-Villanueva, K., López, L., Brookhouse, M. y Navarro, R. M. C.** (2015). Rainfall and temperature variability in Bolivia derived from the tree-ring width of *Amburana cearensis* (Fr. Allem.) A.C. Smith. *Dendrochronologia*, 35, 80-86.
<https://doi.org/10.1016/j.dendro.2015.04.003>
- Pereyra, M. J. E., Inga, G. J. G., Morales, M. S. y Rodríguez, R. A.** (2014). Potencialidad de *Cedrela odorata* (Meliaceae) para estudios dendrocronológicos en la selva central de Perú. *Revista Biología Tropical*, 62(2), 783-793.
<https://doi.org/10.15517/rbt.v62i2.9835>
- Pucha-Cofrep, D., Peters, T. y Bräuning, A.** (2015). Wet season precipitation during the past century reconstructed from tree-rings of a tropical dry forest in Southern Ecuador. *Global and Planetary Change*, 133, 65-78.
<https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2015.08.003>
- Ramírez, J. A. y Del Valle, J. I.** (2011). Paleoclima de la Guajira, Colombia: según los anillos de crecimiento de *Capparis odoratissima* (Capparidaceae). *Revista Biología Tropical*, 59(3), 1389-1405.
- Rangel-Ch, J. O.** (2012). La vegetación de la región Caribe de Colombia: composición florística y aspectos de la estructura. En J. O. Rangel-Ch. (Ed.), *Colombia Diversidad Biótica XII: la región Caribe de Colombia* (pp. 365-476). Universidad Nacional de Colombia-Instituto de Ciencias Naturales.
- Rangel-Ch, J. O. y Carvajal-Cogollo, J. E.** (2009). Clima de la Serranía del Perijá. En J. O. Rangel-Ch. (Ed.), *Colombia Diversidad Biótica VIII: media y baja montaña de la Serranía de Perijá* (pp. 3-35). Universidad Nacional de Colombia-Instituto de Ciencias Naturales.
- Rangel-Ch, J. O. y Carvajal-Cogollo, J. E.** (2012a). Suelos de la región Caribe de Colombia. En J. O. Rangel-Ch. (Ed.), *Colombia Diversidad Biótica XII: la región Caribe de Colombia* (pp. 879-921). Universidad Nacional de Colombia-Instituto de Ciencias Naturales.
- Rangel-Ch, J. O. y Carvajal-Cogollo, J. E.** (2012b). Clima de la región Caribe colombiana. En J. O. Rangel-Ch. (Ed.), *Colombia Diversidad Biótica XII: la región Caribe de Colombia* (pp. 6-129). Universidad Nacional de Colombia-Instituto de Ciencias Naturales.
- Rodríguez, N.** (2015). *Implementación de una acción para la conservación y uso sostenible de Aspidosperma polyneuron (Mutis ex L.f.).* Wess. Boer en la jurisdicción CAR. Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR).
- Rodríguez, R., Mabres, A., Luckman, B., Evans, M., Masiokas, M. y Ektvedt, T. M.** (2005). "El Niño" events recorded in dry-forest species of the lowlands of northwest Peru. *Dendrochronologia*, 22(3), 181-186.
<https://doi.org/10.1016/j.dendro.2005.05.002>
- Stahle, D. W., Mushove, P. T., Cleaveland, M. K., Roig, F. y Hayness, G. A.** (1999). Management implications of annual growth ring in *Pterocarpus angolensis* from Zimbabwe. *Forest Ecology and Management*, 124(2-3), 217-229.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00075-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00075-4)
- Speer, J.H.** (2010). *Fundamentals of Tree-Ring Research.* The University of Arizona Press. 324p.
- Suatunce, P. C., Díaz, G. C. y Cruzatty, L. G.** (2009). Crecimiento de especies arbóreas tropicales en la colección de la Universidad Técnica Estatal de Quevedo. *Ciencia y Tecnología*, 2(2), 21-27.

Tomazello-Filho, M., Botosso, P. C. y Lisi, C. (2000). Potencialidade da familia Meliaceae para estudos dendrocronológica em regioes tropicais e subtropicais. En F. A. Roig (Ed.), *Dendrocronologia en América Latina* (pp. 381-389). Editorial Universidad Nacional de Cuyo.

Tomazello-Filho, M., Roig, F. A. y Zevallos, P. A. (2009). Dendrocronología y dendroecología tropical: marco

histórico y experiencias exitosas en los países de América Latina. *Ecología en Bolivia*, 44(2), 73-82.

Wigley, T. M. L., Briffa, K. R. y Jones, P. D. (1984). On the average value of correlated time series, with applications in dendroclimatology and hydrometeorology. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 23(2), 201-213.

[https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1984\)023<0201:OTAVOC>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1984)023<0201:OTAVOC>2.0.CO;2)





UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Distribución espacial de muérdago enano en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca

Spatial distribution of dwarf mistletoe in Monarch Butterfly Biosphere Reserve

Nancy Martínez-Martínez¹, José Francisco Ramírez-Dávila^{1*}, Fidel Lara-Vázquez¹,
Dulce Karen Figueroa-Figueroa¹

Martínez-Martínez, N., Ramírez-Dávila, J. F., Lara-Vázquez, F. y Figueroa-Figueroa, D. K. (2021). Distribución espacial de muérdago enano en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. *Colombia Forestal*, 22(2), 65-81.

Recepción: 3 de noviembre 2020

Aprobación: 7 de abril 2021

Resumen

El género *Arceuthobium* son plantas parásitas de gran impacto ecológico al ocasionar la pérdida de especies forestales; con ello, se ve afectado el hábitat de la mariposa monarca. El objetivo del presente trabajo fue determinar la distribución espacial de muérdago enano en *Pinus pseudostrobus*, mediante el uso de técnicas de estadística espacial (SADIE y Geoestadística), en 12 parcelas de 4 hectáreas del Santuario Piedra Herrada, ubicado en el Estado de México. Con el Índice SADIE se determinó la distribución espacial; para el caso de la Geoestadística se elaboraron semivariogramas y mapas de distribución espacial, y se realizó la estimación de la superficie infestada. Los resultados mostraron que el muérdago presenta una distribución agregada, ajustándose a modelos estadísticos esféricos y gaussianos. Las infestaciones no se distribuyen en el 100 % debido a que no presenta una infestación uniforme dentro de las parcelas, lo que permitirá dirigir medidas de control en áreas con mayor infestación.

Palabras clave: Geoestadística, haustorios, hospede-ro, infestación, krigeado, planta parásita.

Abstract

The genus *Arceuthobium* are parasitic plants of great ecological impact by causing the loss of forest species, in which it is affected the habitat of the monarch butterfly. The objective of this work was to determine the spatial distribution of dwarf mistletoe in *Pinus pseudostrobus*, through the use of spatial statistics (SADIE and Geostatistics), in 12 plots of four hectares, in the Piedra Herrada Sanctuary located in the State of Mexico. With the SADIE index, the spatial distribution was determined, in the case of geostatistics, semivarygrams, space distribution maps and the estimation of the infested area were developed. The results showed that mistletoe presents an aggregate distribution, adjusting to spherical and Gaussian statistical models. Infestations are not distributed at 100 % because there is not an uniform infestation within the plots, which will allow directing control measures in areas with greater infestation.

Keywords: Geostatistics, haustoria, host, infestation, Krigeado, parasitic plant.

¹ Universidad Autónoma del Estado de México, México.

* jframirez@uaemex.mx. Autor para correspondencia.

INTRODUCCIÓN

La Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca se ubica en los Estados de Michoacán y México, y su área la constituye una superficie total de 56 259 ha. El bosque predominante es de clima templado con especies como: oyamel (*Abies religiosa*) y pinos (*Pinus* L.). La reserva es una zona primordial para la conservación, pues en ella se presenta el fenómeno natural de la migración de la mariposa monarca (*Danaus plexippus*), quien viaja desde Canadá, pasando por Estados Unidos, para llegar a México (Galindo y Rendón, 2005). Por su parte, las especies del género *Arceuthobium* son conocidas comúnmente como muérdago enano (sus principales hospederos pertenecen a las familias Pinaceae y Cupressaceae), y en la Reserva se encuentra presente una de ellas, el muérdago enano (*Arceuthobium globosum* Hawksw & Wiens), plantas hemiparásitas con un gran impacto ecológico y económico para especies del género *Pinus*. *A. globosum* se distribuye desde los 1475 a 3990 m de altitud y constituye uno de los problemas más relevantes en la pérdida de cobertura forestal, después de insectos descortezadores y de incendios forestales (Cházaro et al., 1992; Cibrián et al., 2007; Hawksworth, 1983; Mathiasen et al., 2008; Quiñones y Mathiasen, 2010).

El ciclo de vida del muérdago enano se divide en cuatro fases: dispersión, establecimiento, incubación y reproducción. Estas plantas florecen a partir de 4 a 6 años y sus frutos maduran de 5 a 16 meses, liberando sus semillas en una distancia aproximada de 20 metros; semillas que están cubiertas por una sustancia pegajosa llamada viscina que les permite adherirse a cualquier superficie de contacto. Son plantas de 17 a 35 cm de altura que forman agrupaciones globosas con los tallos de color amarillo claro o amarillo-verdoso. La floración ocurre de junio a mayo y la dispersión de la semilla de junio a octubre del siguiente año. Sus hospedantes principales son: *Pinus michoacana* Mart, *Pinus montezumae* Lamb, *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. & Cham, *Pinus hartwegii*

Lindl., *Pinus pseudostrobus* Lindl., *Pinus douglasiana* Martínez y *Pinus rudis* Endl. (deBruyn et al., 2015; Hawksworth et al., 2002).

Estas plantas, al ser pequeñas, dependen completamente de su huésped para satisfacer sus demandas de soporte físico, carbohidratos, agua y sales minerales a través de sus haustorios (raíces modificadas). Así, las infestaciones por muérdago afectan las relaciones hídricas del árbol huésped y el intercambio de gases fotosintéticos. Los síntomas que muestra el hospedero están relacionados con cambios en la forma, reducción de la altura del hospedero, disminución de su volumen con alteración en la calidad de la madera, menor producción de conos, cantidad y calidad de las semillas. Además, provoca la susceptibilidad al ataque de otras plagas y enfermedades, y eventualmente, en infestaciones muy severas, la muerte del huésped. Todos estos síntomas, a su vez, se ven afectados por la edad del árbol, la competencia, la calidad del sitio y el clima (Leimu, 2010; Marias et al., 2014; Roth, 2001; Varo et al., 2016).

Por lo anterior, es necesario saber cómo se distribuye y qué tipo de comportamiento presenta el muérdago enano en la superficie de estudio, a través de mapas de distribución espacial o de infestación y de semivariogramas, resultados con los cuales se pueden generar programas de manejo eficaces y eficientes, pues constituyen una herramienta útil para dirigir las medidas de control hacia zonas donde existe mayor porcentaje de infestación. Estos métodos, al tomar en cuenta las coordenadas geográficas, permiten conocer la ubicación exacta del muérdago dentro de la zona de estudio, y con ello ayudan a optimizar recursos económicos y a generar una reducción en el impacto ambiental por el uso de agroquímicos, ya que las aplicaciones no se realizarían de forma homogénea; además, se pueden realizar acciones de tipo preventivo con las cuales obtener niveles de infestaciones bajas.

Por ello el objetivo del presente trabajo fue determinar la distribución espacial de muérdago enano (*Arceuthobium globosum*) en *Pinus*

pseudostrobus, en el Santuario Piedra Herrada de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (Estado de México), mediante el uso de técnicas de SA-DIE y Geoestadística.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente trabajo se realizó en el Santuario Piedra Herrada de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (Estado de México), ubicado a 25 km de Valle de Bravo, situado en las faldas del Nevado de Toluca, entre las coordenadas geográficas: Latitud 19°11'18" N Longitud 99°57'32.1" W. (Figura 1) Este santuario está constituido por un Bosque con árboles forestales de las especies de oyamel y pino, así como por una gran cantidad de vegetación de especies de flora y fauna endémicas de la región. El paisaje lo componen imponentes montes de más de 3000 m de altitud. El sitio de muestreo presenta un clima templado húmedo con abundantes lluvias en verano (Cw) según la clasificación de Köppen.

Tamaño de la muestra

Para lograr los objetivos, en la zona de estudio se establecieron, de forma aleatoria en toda el área del Santuario, 12 parcelas de 4 hectáreas cada una. Las parcelas presentaron un rango altitudinal de 2800 a 3200 m de altitud; en dichas parcelas se encontraron árboles forestales de las especies: *P. pseudostrobus*, *P. montezumae* y *P. leiophylla*. Sin embargo, para realizar el presente trabajo, sólo se muestrearon árboles forestales de la especie *P. pseudostrobus* con presencia de muérdago eno (*A. globosum*). Se hizo el muestreo de esta especie porque era la más abundante y la que más se distribuía en toda el área del Santuario.

En cada parcela se estableció una malla rectangular dividida en cuadrantes de 30x30 m cada uno, cubriendo cuatro hectáreas. Veinte (20) cuadrantes fueron tomados al azar y de cada uno se consideraron 6 árboles escogidos de forma aleatoria para un total de 120 árboles. Se cuantificó el número de muérdagos presentes para cada unidad de muestreo, y cada árbol muestreado fue debidamente etiquetado con una banda plástica y

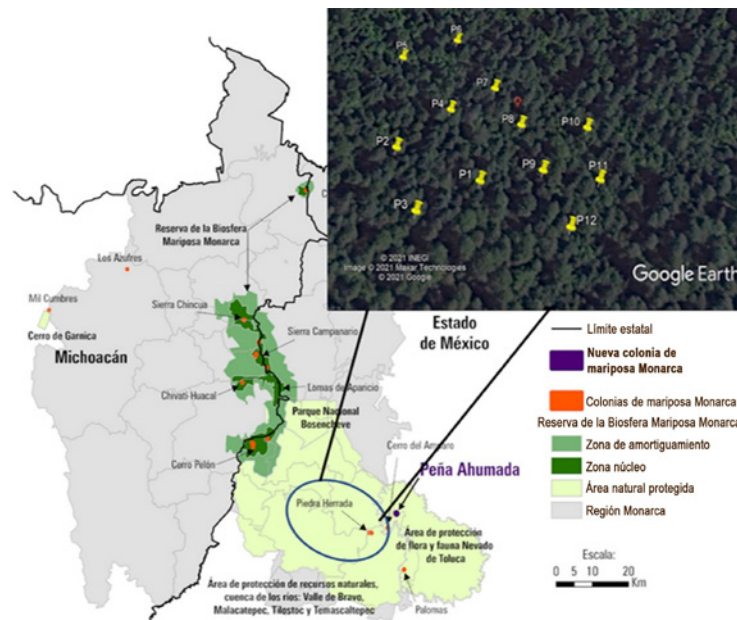


Figura 1. Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca y el área de estudio Santuario Piedra Herrada (tomado y modificado de Rendón-Salinas *et al.*, 2018).

se georreferenció utilizando un DGPS (Differential GPS) (Modelo SPS 351. Trimble) para obtener su ubicación espacial (Ramírez y Porcayo, 2010). Debido a la altura a la que se encuentra el *A. globosum*, el conteo e identificación se hizo con el uso de binoculares (Modelo Vanta). El período de los muestreos se distribuyó entre agosto y diciembre de 2019 para las primeras 5 parcelas, y de enero a julio de 2020 las 7 parcelas restantes (cada muestreo sólo se llevó a cabo por una única vez). Se realizó una exploración estadística de los datos originales de las poblaciones de *A. globosum* para cada muestreo con la finalidad de determinar la normalidad de los datos. Se utilizó para tal hecho el coeficiente de asimetría y la prueba de Curtosis. Con ello se logró determinar que en todos los casos la distribución de los datos era normal.

Estadística espacial (SADIE)

Se empleó SADIE (Spatial Analysis by Distance Indices) para explorar si una variable sigue un patrón espacial determinado, ya sea homogéneo, heterogéneo o aleatorio, y esto se basó en la utilización de índices de distancia. Además, se llevó a cabo una prueba de permutaciones donde los valores de las variables fueron distribuidos al azar en el espacio. Se utilizó el índice de la distancia para la regularidad (I_a) y el índice J_a . El índice I_a es una medida del patrón espacial general para un grupo de datos en un área de estudio determinada. El índice J_a estima el número de focos de agrupamientos de la población de muérdagos índices que determinan el patrón espacial total (Perry, 1995).

Para la detección de agregados en el área de estudio se utilizó el índice de agregación (I_a) que determina la estructura espacial de las poblaciones de muérdago. Cuando $I_a > 1$ el patrón espacial es agregado, $I_a = 1$ el patrón espacial es aleatorio y si $I_a < 1$ el patrón espacial es regular. Como en el caso del índice I_a , valores de $J_a > 1$ usualmente indican una muestra agregada, $J_a = 1$ representa datos especialmente aleatorios y $J_a < 1$ muestras regulares. De esta manera, los valores del índice J_a sirvieron

para corroborar los resultados obtenidos con el índice I_a (Ramírez y Porcayo, 2009).

Análisis geoestadístico

Se obtuvo el semivariograma experimental a partir del valor promedio de *A. globosum* en cada muestreo utilizando el programa variowin 2.2 (Software for spatial data analysis in 2D. Springer Verlag, New York, USA). El valor experimental del semivariograma fue calculado con la siguiente expresión (Isaaks y Srivastava, 1989; Pannatier, 1996):

$$\gamma^*(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [z(x_i + h) - z(x_i)]^2 \quad [1]$$

Donde:

$\gamma^*(h)$ = es el valor experimental del semivariograma para el intervalo de distancia h .

$N(h)$ = es el número de pares de puntos muestrales separados en el intervalo de distancia.

$z(x_i)$ = es el valor de la variable de interés en el punto muestral x_i .

$z(x_i+h)$ = es el valor de la variable de interés en el punto muestra x_i+h .

Estimación de los parámetros del modelo de semivariograma. Una vez obtenido el semivariograma experimental, se realizó el ajuste a algún semivariograma teórico (esférico, gaussiano, exponencial, etc.) (Englund y Sparks, 1988; Moral, 2004). Para ajustar los semivariogramas experimentales a los semivariogramas teóricos en cada parcela se utilizó el programa Variowin.

Validación del modelo teórico. Una vez que los semivariogramas experimentales fueron ajustados a alguno de los modelos teóricos, la validación de dichos modelos se realizó con el procedimiento denominado “validación cruzada” (Hevesi et al., 1992). Los parámetros del modelo a validar C_0 (efecto pepita), $C+C_0$ (meseta) y a (rango o alcance) se fueron ajustando de forma interactiva (prueba y error) hasta la obtención de estadísticos de validación cruzada adecuados. Una vez determinado el parámetro del modelo, este se valida a través de cuatro parámetros estadísticos de

validación cruzada (Samper y Carrera, 1996). Estos estadísticos son:

- Media de los errores de estimación (MEE): la MEE no debe ser significativamente distinta de 0 (prueba de t), en cuyo caso indicaría que el modelo de semivariograma permite el cálculo de estimadores no sesgados.
- Error cuadrático medio (ECM): un modelo de semivariograma se considera adecuado si, como regla práctica, el valor del estadístico es cercano a cero (Hevesi et al., 1992).
- Error cuadrático medio adimensional (ECMA): la validez del modelo se satisface si ECMA está comprendido entre los valores $1 \pm 2 (2/N)$ 0,5 (Ramírez et al., 2013).
- Otro estadístico adicional que consiste en que el valor de la varianza de los errores sea menor a la varianza muestral.

Nivel de dependencia espacial. Se calculó con el fin de determinar el grado de relación entre los datos de muestreo. El valor se obtiene al dividir el efecto pepita entre la meseta y expresando en porcentaje su resultado. Si el resultado es menor a 25% el nivel de dependencia espacial es alta, si se encuentra entre 26% y 75 % el nivel de dependencia espacial es moderada y si es mayor al 76 % el nivel de dependencia es bajo (Cambardella et al., 1994; Ramírez y Porcayo, 2009).

Elaboración de mapas. Una vez que los modelos de los semivariogramas correspondientes fueron validados, se utilizó el método geoestadístico denominado “krigeado ordinario” para la elaboración de mapas de densidad de las poblaciones de *A. globosum*. Se utilizó dicho método para obtener la estimación de la densidad de esta parásita en puntos donde no se había contabilizado el muérdago y así mismo obtener las estimaciones insesgadas correspondientes con valores asociados en puntos que no fueron muestreados. Cada estimación obtenida fue representada en forma de mapa mediante el uso del programa Sufer 9 (2009).

El cálculo de la superficie infestada. Los cálculos de superficie infestada y no infestada se realizaron con base en mapas de densidad después de

validar los semivariogramas (Sánchez et al., 2011). El cálculo de infestación se realizó para cada una de las parcelas de estudio.

RESULTADOS

Análisis espacial por índices de distancia (SADIE). Los datos obtenidos con la aplicación de los índices de distancia (SADIE) permitieron conocer el índice I_a y J_a . Para el caso del índice I_a el valor más alto, 1.72, se registró en la parcela ocho y el más bajo, 1.35, en la parcela dos. En todos los casos el índice I_a fue significativamente superior a uno (Tabla 1), lo cual define una distribución agregada de la población de *A. globosum* en las parcelas de estudio. En lo referente al índice J_a el valor mayor, 1.24, se dio en la parcela nueve y el más bajo, 1.07, en la parcela dos. El índice J_a en todas las parcelas también fue superior a 1. Estos resultados confirman la agregación de las poblaciones de muérdago enano dentro de las parcelas y permiten determinar que la distribución espacial de las poblaciones de *A. globosum* se concentró en diferentes centros de agregación en las 12 parcelas de estudio.

La distribución que presenta *A. globosum* en las parcelas se puede apreciar en los mapas generados. En ellos se observan varios y diferentes focos de agregación distribuidos en ciertas zonas de las parcelas (Figura 3). Los resultados obtenidos por el método de geoestadística corroboran los datos obtenidos por los índices de distancia SADIE.

Con la ayuda de la geoestadística y los datos obtenidos de los muestreos fue posible la modelación espacial y el mapeo de las poblaciones de *A. globosum*. Los datos se presentaron mediante mapas de infestación para cada parcela. Así mismo, se estableció el porcentaje de superficie infestada y no infestada y los semivariogramas (Figura 2). La mayoría de los muestreos se ajustaron a modelos teóricos, en donde dos de las doce parcelas (1 y 9) se ajustaron al modelo gaussiano y el resto se ajustaron al modelo esférico (Tabla 2).

Tabla 1. Valores de los índices I_a y J_a , y sus posibilidades P_a y Q_a en la población de *A. globosum*.

Parcela	I_a	P_a	J_a	Q_a
1	1.46	0.009 ^s	1.10	0.175 ^{ns}
2	1.35	0.011 ^s	1.07	0.133 ^{ns}
3	1.70	0.005 ^s	1.13	0.178 ^{ns}
4	1.48	0.003 ^s	1.20	0.195 ^{ns}
5	1.51	0.013 ^s	1.19	0.156 ^{ns}
6	1.67	0.012 ^s	1.09	0.129 ^{ns}
7	1.49	0.010 ^s	1.11	0.167 ^{ns}
8	1.72	0.005 ^s	1.23	0.231 ^{ns}
9	1.60	0.016 ^s	1.24	0.249 ^{ns}
10	1.57	0.011 ^s	1.12	0.170 ^{ns}
11	1.52	0.004 ^s	1.08	0.211 ^{ns}
12	1.61	0.008 ^s	1.14	0.207 ^{ns}

Nota: ns: no significativo al 5 %; s: significativo al 5%.

El valor de efecto pepita fue igual a cero en todas las parcelas. Dicho valor es indicativo de que la escala de muestreo utilizada en el presente trabajo fue la adecuada y el error de muestreo fue mínimo (Tabla 2).

En todos los modelos se presentó un alto nivel de dependencia espacial para cada una de las parcelas (Tabla 2). Los valores de rango se ubicaron entre 7.0 m y 20.8 m, correspondientes a las parcelas 5 y 11 respectivamente, siendo el rango la

distancia máxima hasta la cual existe relación espacial entre los datos (Tabla 2).

Los parámetros estadísticos de validación cruzada (Tabla 3) permitieron confirmar los valores de los modelos ajustados al hallarse dentro de los rangos de aceptación matemática, es decir, el ajuste del modelo es adecuado encontrándose dentro del rango permisible. Ahora bien, en los mapas elaborados con el método del krigado ordinario (Figura 3) se pueden distinguir los diferentes

Tabla 2. Parámetros (efecto pepita, meseta y rango) de los modelos ajustados a los semivariogramas de *A. globosum* y el porcentaje de la superficie infestada y no infestada en cada una de las parcelas.

P	Modelo	Varianza	Pepita	Rango	Meseta	Pepita/meseta (%)	D.E.	S.I. (%)	S.N.I. (%)
1	Gaussiano	0.02	0	8.97	0.026	0	Alta	56	44
2	Esférico	0.07	0	9.66	0.025	0	Alta	80	20
3	Esférico	7.04	0	7.7	6.74	0	Alta	78	22
4	Esférico	16.96	0	9.8	14.79	0	Alta	81	19
5	Esférico	0.79	0	7	0.61	0	Alta	55	45
6	Esférico	2 002.12	0	17.59	131.2	0	Alta	85	15
7	Esférico	1 995.22	0	12.8	120	0	Alta	92	8
8	Esférico	671.71	0	17.6	129.6	0	Alta	98	2
9	Gaussiano	363.62	0	12	307.1	0	Alta	86	14
10	Esférico	28.87	0	16	69.75	0	Alta	74	26
11	Esférico	144.67	0	20.8	13.05	0	Alta	87	13
12	Esférico	1 005.38	0	18.4	17.43	0	Alta	47	53

Nota: P: Parcela; D.E: Dependencia Espacial; S.I: Superficie Infestada; S.N.I: Superficie no Infestada.

Tabla 3. Valores de los estadísticos de la validación cruzada de los semivariogramas obtenidos en los muestreos de *A. globosum*: media de los errores de estimación (MEE), error cuadrático medio (ECM) y error cuadrático media adimensional (ECMA).

Parcelas	Tamaño muestra	Media muestral	Varianza muestral	MEE	Varianza de los errores	ECM	ECMA
1	121	0.09	0.02	0.07 ^{ns}	0.01	0.11	1.13
2	121	0.08	0.07	0.11 ^{ns}	0.05	0.13	1.09
3	121	2.14	7.04	0.10 ^{ns}	3.92	0.09	1.1
4	121	5,53	16.96	0.14 ^{ns}	10.32	0.1	1.07
5	121	0.69	0.79	0.08 ^{ns}	0.51	0.12	1.11
6	121	119.78	2 002.12	0.11 ^{ns}	1 951.34	0.11	1.09
7	121	340.93	1 995.22	0.13 ^{ns}	1 2628.1	0.06	1.12
8	121	122.41	671.71	0.10 ^{ns}	439.02	0.14	1.1
9	121	41.09	363.62	0.12 ^{ns}	317.18	0.1	1.14
10	121	8.44	28.87	0.06 ^{ns}	22.95	0.08	1.13
11	121	22.33	144.67	0.09 ^{ns}	128.65	0.12	1.07
12	121	231.91	20.38	0.010 ^{ns}	16.72	0.11	1.08

Nota: ns: diferencia no significativa al 5 %.

focos o grupos de agregación de las poblaciones de *A. globosum* en las parcelas estudiadas. El color rojo indica la mayor cantidad de muérdagos contabilizados en cada caso; por lo contrario, el color blanco indica la ausencia de dicha parásita en la parcela. Para el caso de la parcela 1 hay diferentes focos de agregación en la zona sureste de la parcela; en el caso de la parcela 2 los focos de agregación están dispersos en casi toda el área de la parcela (Figura 3). En el caso de la parcela 5 se presenta infestación en las zonas suroeste y noreste, quedando la zona centro libre de muérdago.

El porcentaje de superficie infestada por *A. globosum* en todas las parcelas no alcanzó el 100 %, pues se presentan parcelas con mayor y menor superficie infestada. La superficie menos infestada se encontró en la parcela 12, con 47 %, y la de mayor porcentaje de infestación fue la 8, con un 98 % (Tabla 2).

DISCUSIÓN

Con los resultados obtenidos mediante el análisis espacial por índices de distancia (SADIE), fue posible distinguir el patrón espacial de tipo agregado que se guarda en las parcelas, por lo que los índices I_a y J_a corroboran la distribución espacial de las poblaciones de *A. globosum*. El índice I_a determina una distribución agregada y el índice J_a indica que estos se encuentran en diferentes centros de agregación. La cantidad de centros de agregación encontradas en las parcelas se pueden observar en los mapas (Figura 3; Acosta et al., 2017; Ramírez et al., 2013). El conocimiento de la distribución espacial de *A. globosum* dentro de las parcelas permite focalizar estrategias de manejo adecuado hacia puntos específicos de infestación, y por ende, respecto al ahorro económico, debido a que el método a utilizar solo se aplica en zonas con presencia de infestación.

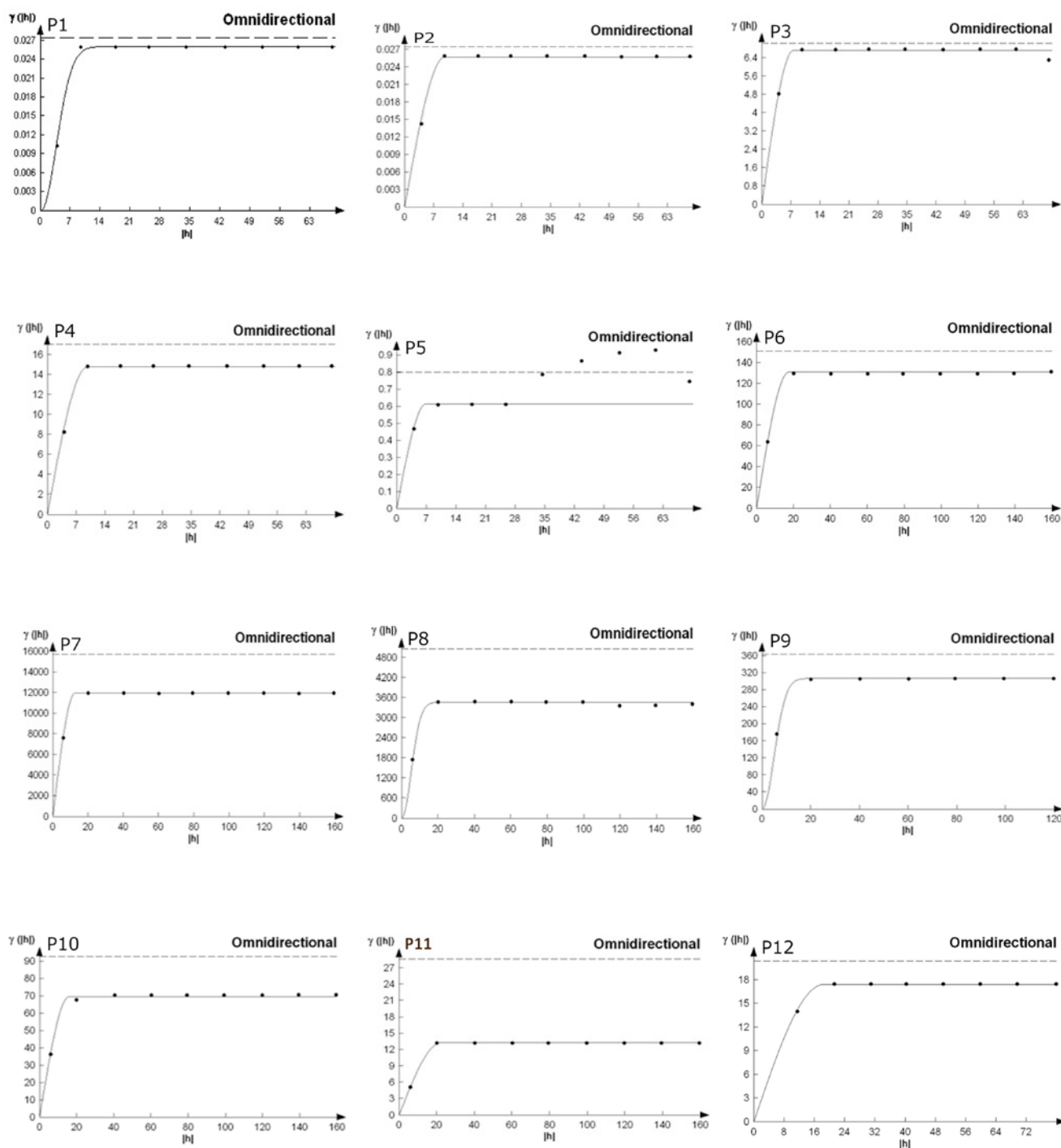


Figura 2. Semivariogramas de la distribución espacial de *A. globosum* en el Santuario Piedra Herrada para las 12 parcelas estudiadas.

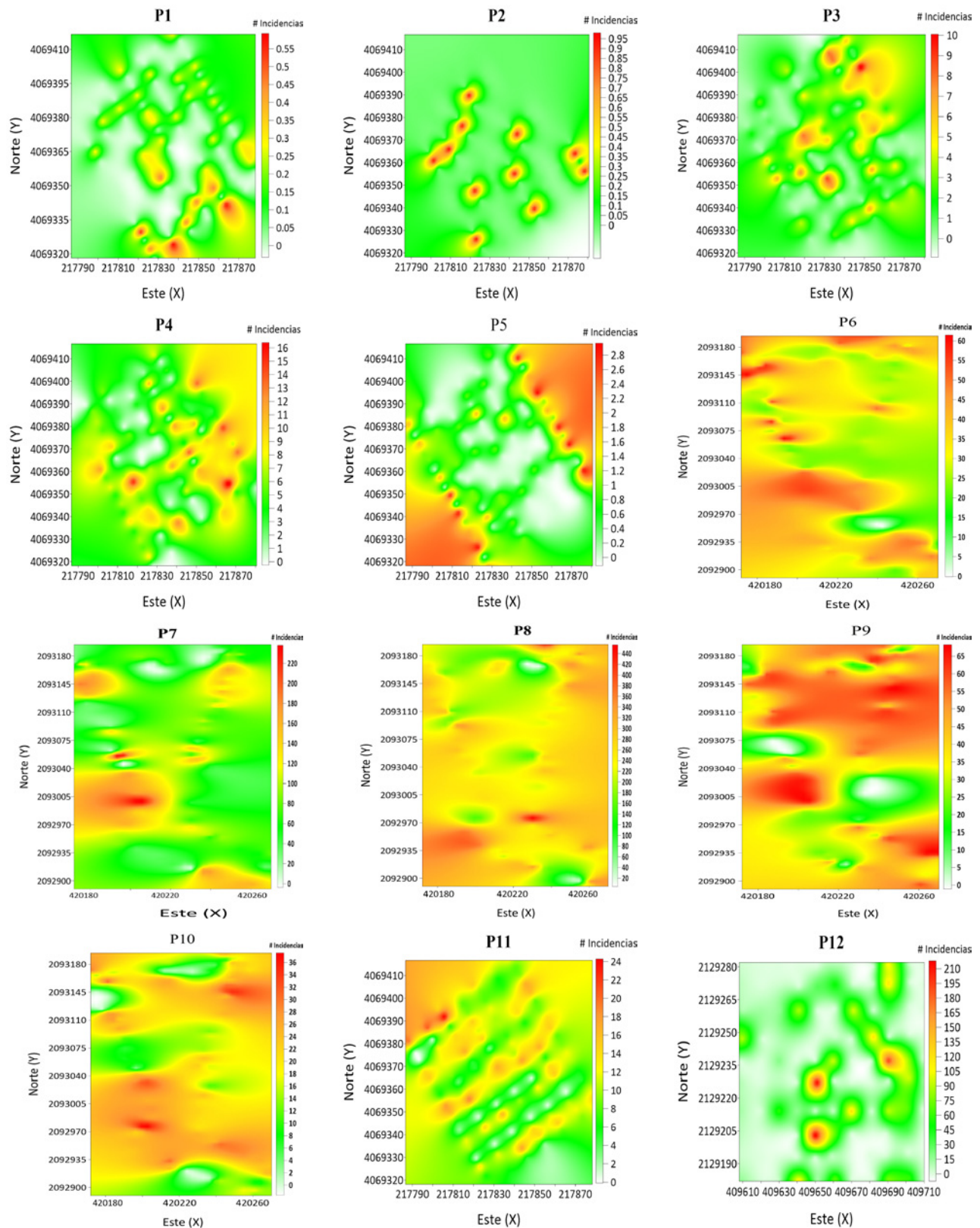


Figura 3. Mapas de densidad de las poblaciones de *A. globosum* en el Santuario Piedra Herrada.

Los índices de distancia SADIE se han utilizado con éxito en otros estudios para establecer la distribución espacial de organismos biológicos como insectos, plantas parásitas y enfermedades. [Ramírez y Porcayo \(2009\)](#), por ejemplo, realizaron estudios de la distribución espacial del muérdago enano (*Arceuthobium* sp.) en el Nevado de Toluca utilizando el método de índice de distancias SADIE. En sus investigaciones concluyeron que el uso de esta metodología permite determinar el comportamiento espacial de las poblaciones de muérdago enano, y dichos resultados se pueden corroborar con ayuda de la geoestadística.

Por su parte, [Solís y Suzán \(2014\)](#), en su estudio sobre el análisis de la distribución espacial de muérdago (*Phoradendron californicum* Nutt) en el sur del Desierto Sonorense, aluden que los resultados de los índices de agregación obtenidos por SADIE varían dependiendo del tamaño del cuadrante. El estudio menciona que a mayor tamaño o área los índices incrementan y es posible observar un patrón agregado más fuerte. Es probable que la diferencia en el tamaño de las áreas de muestreo no permita ver la agregación en los sitios más pequeños, lo cual impide encontrar agregación en las poblaciones. Por lo anterior, habría que determinar si el tamaño de los cuadrantes en realidad juega un papel importante para determinar el nivel de agregación de *A. globosum*. Esta metodología no se llevó a cabo en este estudio; sin embargo, sería muy interesante analizar el tamaño de los cuadrantes en estudios posteriores.

Ahora bien, para determinar el tipo de distribución espacial de las poblaciones de organismos biológicos existen dos métodos: la estadística clásica (Índice de dispersión, Índice de Green, Poisson y Binomial negativa) y la estadística espacial (Geoestadística y SADIE). [Jiménez et al. \(2008\)](#) a través de la estadística clásica llevaron a cabo el estudio sobre la distribución y mapeo de *Curculio elephas* Gyllenhal en encina (*Quercus ilex* L.), de lo cual se obtuvo una distribución agregada del ente biológico estudiado. Sin embargo, con esta metodología no se puede precisar la ubicación de

algún tipo de problema fitopatógeno dentro de las parcelas de estudio, ya que los datos que se tomaron no consideraron su localización georreferenciada dentro de la parcela.

En el caso de [Ramírez y Figueroa \(2013\)](#), quienes realizaron estudios sobre modelización y mapeo de la distribución espacial de *Bactericera cockerelli* Sulc (Hemiptera: Triozidae) en la papa, en el Estado de México, se utilizaron ambas estadísticas, la clásica y la espacial (Geoestadística). Los resultados obtenidos enfatizaron que la estadística clásica es inconsistente para determinar la ubicación física del insecto y la estadística espacial es la más adecuada, pues se pueden generar mapas de densidad para visualizar la distribución espacial de las poblaciones. Así, en el presente trabajo el uso de técnicas geoestadísticas permitió determinar la distribución espacial de *A. globosum* bajo una estructura agregada en las 12 parcelas.

Los semivariogramas teóricos obtenidos fueron de dos tipos (esférico y gaussiano). Dichos modelos ajustados tienen un 98 % de fiabilidad, por lo que se puede deducir que más del 90% de la variación total es debida a la dependencia espacial encontrada en la escala de muestreo utilizada. Esto es, más del 90% de la variación de la distribución de las poblaciones de *A. globosum* se logró explicar por la estructura espacial establecida con los semivariogramas. Además, las funciones estadísticas permitieron validar los modelos del tipo esférico y gaussiano de ambas parcelas en las diferentes fechas de muestreo ([Acosta et al., 2017](#); [Maldonado et al., 2016](#)).

El modelo gaussiano es indicativo de que el comportamiento de agregación de *A. globosum* se da de forma continua dentro de las parcelas, ya que la infestación de esta planta, con respecto a su avance, se da entre los árboles vecinos de *P. pseudostrobus*. Resultados similares fueron obtenidos por [Sánchez et al. \(2015\)](#) en su estudio sobre el patrón espacial del carbón de la espiga de maíz y por [Contreras et al. \(2017\)](#) en su estudio sobre el comportamiento espacial de Zebra chip y *Bactericera cockerelli* Sulc (Hemiptera: Triozidae) en *Solanum*

tuberosum L. en Valles Altos de México. Ambos concluyen que los semivariogramas ajustados a los modelos gaussianos indican que los focos de infestación, tanto de la enfermedad como del insecto, presentan una expansión continua dentro de la parcela respecto a los puntos muestreados. Esto permite inferir que la existencia de diversos factores ambientales favorece su desarrollo hacia plantas vecinas.

El modelo esférico indica que las poblaciones de *A. globosum* se presentan en mayor cantidad en ciertas zonas de la parcela respecto al resto de puntos considerados en el muestreo y que los centros de agregación son aleatorios. Posiblemente esto se deba al tipo de diseminación, a la exposición del sol o a los vientos predominantes. Estudios realizados por [Nafarrate et al. \(2018\)](#) sobre la modelización y mapeo estacional del índice de área foliar en un bosque tropical seco y [Ramírez y Figueroa \(2013\)](#) sobre la modelización y mapeo de la distribución espacial de *Bactericera cockerelli* Sulc (Hemiptera: Trioziidae) en papa en el Estado de México, determinaron centros de agregación en zonas específicas dentro de las parcelas de estudio.

En las parcelas se presentó un nivel de dependencia espacial alta y un nivel de agregación alto que permiten suponer la existencia de condiciones ambientales favorables al desarrollo y diseminación del muérdago. Los resultados concuerdan con lo obtenido por [Ramírez y Porcayo \(2010\)](#) en su estudio comparativo de la distribución espacial del muérdago enano (*Arceuthobium* sp.) en la ladera Norte del Parque Nacional Nevado de Toluca, México. También con lo obtenido por [Arce et al. \(2016\)](#), quienes determinaron un nivel alto de agregación sobre factores bióticos asociados a la distribución espacial de *Psittacanthus calyculatus* (DC.) G. Don en un bosque tropical caducifolio del centro de México. Por otro lado, [Queijeiro y Cano \(2015\)](#) sugieren que aparte de los factores ambientales se deben tomar en cuenta los disturbios antropogénicos, ya que estos favorecen una mayor incidencia y rebrotes severos posteriores en

las zonas. Por lo anterior se tendría que determinar que tanto favorecen los factores ambientales al desarrollo y la expansión de esta parásita hacia zonas en las que se han presentado disturbios antropogénicos, ya que quizás actuando sobre ellos se pueda reducir su presencia en estas zonas. Así, será posible incorporar métodos de control para disminuir el uso de agroquímicos que en algunos casos resultan ser muy costosos y dañinos.

Además de indicar las zonas en las que se encuentra distribuida la plaga, los mapas de infestación también determinan el porcentaje de superficie infestada en cada parcela de estudio. Por ello, se pudo comprobar que la infestación en las parcelas no se distribuye en el 100 %, habiendo zonas de poca infestación, lo cual permite dirigir de manera eficaz acciones de control. Estos resultados concuerdan con lo reportado por [Ramírez et al. \(2011\)](#) en el estudio sobre Estabilidad Espacio Temporal de la Distribución del Carbón de la Espiga del Maíz y por [Arce et al. \(2016\)](#) en su estudio sobre factores bióticos asociados a la distribución espacial de muérdago *Psittacanthus calyculatus* (DC.) G. Don en un bosque tropical caducifolio de México, pues en ninguno de los casos la infestación alcanzó el 100 % del área de estudio, con lo cual se pueden dirigir de forma precisa, eficaz y eficiente las diferentes medidas de control sobre las zonas específicas, generando beneficios económicos y ambientales al aplicar los herbicidas o los controles mecánicos en estas zonas.

En el presente estudio se encontró una distribución agregada dentro de las parcelas, donde se observaron infestaciones altas a menor altitud y pendiente. Estos resultados concuerdan con lo reportado por [Varo et al. \(2016\)](#) en la caracterización de infestación por muérdago enano (*Arceuthobium globosum* Hawksw & Wiens subsp. *grandicaule*) en el bosque de *Pinus hartwegii* de la cara sur del pico de Orizaba, quienes encontraron que a menor altitud, junto con una menor pendiente, es mayor la infestación, pues la altitud y la pendiente van muy ligados con la incidencia. Sin embargo, [Queijeiro y Cano \(2015\)](#) en su estudio de dinámica temporal de

la infestación por muérdago enano (*Arceuthobium globosum* y *A. vaginatum* Willd) en Zoquiapan (Parque Nacional Iztaccihuatl Popocatepetl), detectaron que la infestación es altamente variable entre fechas, especies y sitios debido a que su incidencia se puede ver afectada por sucesos naturales (incendios) o antropogénicos (apertura de nuevos caminos y tala de árboles). Aunque [Roxburgh y Nicolson \(2005\)](#) enfatizan que los patrones de distribución de los muérdagos son afectados tanto por la disponibilidad de hospederos adecuados como por el comportamiento de los dispersores.

Existen alternativas en las que se tiene mayor conocimiento y que pueden proveer métodos efectivos para reducir el impacto de las plantas parásitas. Los métodos de control más empleados incluyen el cultural, el biológico, el químico y el manejo silvicultural. En cuanto al control biológico destacan: [Rietman et al. \(2005\)](#), quienes evaluaron la eficiencia del hongo nativo *Neonectria neomacrospora* como un agente de control biológico para *Arceuthobium tsugense* (Rosendahl) G. N Jones. [Alvarado et al. \(2010\)](#), que identificaron organismos asociados a síntomas de necrosis y defoliación en follaje, frutos y brotes en dos especies de muérdagos verdaderos. [Arriola et al. \(2012\)](#), con su análisis de la presencia de dos especies de insectos que inducen daño sobre el muérdago. [Vázquez y Madrigal \(2005\)](#), al utilizar varias dosis de etephon en el control de *Arceuthobium globosum* Hawksw. & Wiens. Y [Coria et al. \(2010\)](#), quienes evaluaron el impacto de tierra de diatomeas sobre *Arceuthobium globosum* Hawksw & Wiens subsp. *grandicaule* en *Pinus pseudostrobus* Lindl. También se han determinado secuencias específicas de genes de defensa en *Abies religiosa* ([Heredia et al., 2014](#)) como apoyo en el manejo y control del muérdago enano y los descortezadores. En cuanto a las investigaciones de [Klutsch et al. \(2017\)](#) y [Klutsch y Erbilgin \(2018\)](#), se encontró que algunas especies de coníferas resisten a los ataques de plagas y patógenos, lo que ayudaría a disminuir la muerte de árboles y a la conservación de los mismos en las zonas forestales.

La conservación de los bosques es importante para asegurar la continuidad del fenómeno de hibernación de las mariposas y detener la degradación del ambiente natural. La pérdida o deterioro de este hábitat representa un gran riesgo para las poblaciones de mariposas monarca debido a que tan solo la remoción de algunos árboles modifica las propiedades del microclima. La densidad de los árboles y su estructura producen un ambiente específico de temperatura, vientos y otros factores, y sin estas condiciones favorables las mariposas sufren alta mortalidad cuando se presentan heladas seguidas por lluvias, lo que provoca un gran desequilibrio ecológico. Dicha conservación, entonces, proporciona beneficios económicos (turismo) y ambientales dirigidos a la conservación de especies de flora y fauna. Así mismo, para mantener las relaciones con los organismos y su medio (procesos ecológicos), y la conservación de servicios ambientales como la calidad y cantidad de agua, y la prevención de erosión y fijación de carbono. Al disminuir la cantidad de árboles va aumentando la cantidad de dióxido de carbono (que no es totalmente absorbido) y en consecuencia se va almacenando en la atmósfera, ocasionando así varios cambios climáticos: la acidificación del agua, el derretimiento de los polos por el aumento de la temperatura, y esto, a su vez, un incremento del nivel del mar, y en algunas zonas se presentan sequías.

Debido a la importancia ecológica que representan los árboles [Marias et al. \(2014\)](#) realizaron estudios para determinar el impacto del intercambio de gases fotosintético y las porciones de isotopos de carbono(C) y oxígeno(O) estables de celulosa en los anillos de los árboles muy infectados y no infectados. Los resultados determinaron que en árboles infestados se reduce el intercambio de gases fotosintéticos.

El uso de algunos herbicidas en el control del muérdago ocasiona fitotoxicidad al hospedante, a las especies aledañas o al hombre. Algunos herbicidas utilizados son Karmex (Diurón), Esteron 47M (2,4-D), Gramoxone (Paraquat), Fitoamina (2, 4-D), Tierra de diatomeas, Etephon y Glifosato,

aunque Gramoxone y Fitoamina son fitotóxicos para el hospedante. El químico más empleado a la fecha en México ha sido Etephon, producto promisorio en el manejo y control de *Arceuthobium* y *Phoradendron*. Se ha evaluado su efectividad con una dosis de 2500 ppm en diversos hospedantes, comprobando que ocasiona una caída del 100% de la porción aérea de la planta parásita sin dañar al hospedante. Sin embargo, en ninguno de los casos hay eliminación del sistema endófito, por esta razón se desarrollan nuevos brotes aéreos uno o dos años después del tratamiento, y por lo tanto se reduce la dispersión de la semilla durante un periodo superior a cuatro años (Coria et al., 2010). El caso de la aspersion realizada con equipo terrestre resulta ser muy efectiva, mientras que en forma aérea es ineficaz. Esto se debe a que la cantidad del químico en contacto con el muérdago resulta ser insuficiente para causarle la muerte.

La aplicación del herbicida es influenciada por la etapa fisiológica del muérdago y la época de aplicación. La efectividad es mayor en invierno porque el hospedante está en reposo y el muérdago fisiológicamente activo absorbe el producto químico y reduce el daño a los tejidos del árbol, pero en primavera la efectividad no es del todo segura. Una sola aplicación con dosis adecuada logra resultados favorables que van desde la clorosis de hojas, necrosis, defoliación parcial o total, hasta la abscisión de brotes y finalmente la muerte, pero solo de la parte aérea de la planta, pues las raíces quedan intactas.

Al conocer la superficie infestada visualizada en los mapas es posible llevar a cabo una aplicación dirigida hacia los focos de infestación, y con ello lograr ahorros económicos y una reducción de la contaminación ambiental, al disminuir el uso y la cantidad de herbicidas en el control de esta plaga. En la actualidad, en la comunidad de estudio se hace uso de dos herbicidas, Etephon y Fitoamina (2, 4-D), los cuales (en dosis recomendadas) tienen un efecto contaminante en el suelo, el aire y el agua, así como efectos nocivos para la salud

humana. La dosis de estos herbicidas va de 2 a 4 L/Ha., dependiendo del grado de infestación, y su costo promedio por litro es de 20 y 15 dólares respectivamente. De esta manera, si se cuenta con la localización exacta de *A. globosum* y los porcentajes de infestación, se pueden tener ahorros considerables. En este caso las aplicaciones ya no se realizarían de manera homogénea en las parcelas, con lo que se obtendrían beneficios económicos y ambientales, pues conocer las áreas que necesitan un manejo permitiría generar una estrategia de control más adecuada (Lara et al., 2018).

Por tal motivo es de gran relevancia un estudio como el realizado en este trabajo, ya que da una pauta para justificar el uso de las geotécnicas en el manejo de las poblaciones de *A. globosum* en zonas boscosas. Además, proporciona información relevante y pertinente a las personas que viven en la zona de estudio y a las autoridades respectivas para un manejo integrado, responsable, preciso y oportuno de las poblaciones presentes en este problema fitosanitario.

CONCLUSIONES

Las técnicas geoestadísticas y el análisis SADIE permitieron modelar la distribución espacial de *A. globosum* en *P. pseudostrobus* en el Santuario Piedra Herrada, presentando un comportamiento agregado en cada una de las parcelas experimentales. Así mismo, se determinó que *A. globosum* no presenta una infestación uniforme en su distribución, lo que permitirá un manejo más eficiente y focalizado en las poblaciones de esta planta parásita, ya que causa gran impacto ecológico y económico en la pérdida de diferentes tipos de ecosistemas (áreas naturales, plantaciones y parques). Por ende, los resultados obtenidos sientan las bases para elaborar un programa de manejo de *A. globosum* que pueda ser de utilidad por las autoridades competentes y contribuir a la protección y conservación de la riqueza forestal; con ello se

intenta garantizar el arribo de la mariposa durante su hibernación y conservar así la biodiversidad y calidad ambiental de la región.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Ing. Julio Hernández Gutiérrez por su apoyo incondicional al facilitar la información de campo en la identificación de las zonas con presencia de muérdago.

CONFLICTO DE INTERESES

Cada uno de los autores declaró no tener ningún inconveniente con el manuscrito.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

Todos los autores planearon y diseñaron la investigación, coordinaron y llevaron a cabo el trabajo en campo, analizaron los datos y redactaron el manuscrito.

REFERENCIAS

- Acosta, A. D., Ramírez, J. F., Rivera, R., Figueroa, D. K., Lara, A. V., Maldonado, F. I. y Tapia, A. (2017). Distribución Espacial de *Trips* spp. (Thysanoptera) y Evaluación de su Control Mediante el Depredador *Amblyseius swirskii* en el cultivo de aguacate en México. *Southwestern Entomologist*, 42(2), 435-446.
<https://doi.org/10.3958/059.042.0214>
- Alvarado, D., Saavedra, L. y Almaraz, A. (2010). *Determinación taxonómica de los hongos presentes en las diferentes especies de muérdago I arbolado del Distrito Federal* (Informe Técnico). Secretaria del Medio Ambiente y Colegio de Postgraduados.
- Arce, I., Suzán, H. y García, O. (2016). Biotic factors associated with the spatial distribution of the mistletoe *Psittacanthus calyculathus* in a tropical deciduous forest of central Mexico. *Botanical Sciences*, 94(1), 89-96.
<https://doi.org/10.17129/botsci.263>
- Arriola, V. J., Reséndiz, F., Chaires, M. P., Medellín, R. y Pérez, M. (2012). Insecta asociada a muérdago enano (*Arceuthobium* spp.) en los parques Nacionales Izta-Popo y La Malinche. *Entomología Mexicana*, 11(2), 829-834.
- Cambardella, C., Moorman, T., Novak, J., Parkin, T., Karlen, D., Turco, R. y Konopka, A. (1994). Field Scale variability of soil properties in central Iowa Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 58(5), 1501-1511.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800050033x>
- Cházaro, M., Huerta, M., Patiño, R. M., Sánchez, R., Lomelí, E. y Flores, A. (1992). Los muérdagos (Loranthaceae) de Jalisco, parásitas poco conocidas. *Ciencia y Desarrollo*, 17(102), 70-85.
- Cibrián, D., Vázquez, I. y Cibrián, J. (2007). Muérdagos enanos del género *Arceuthobium*. En D. Cibrián, D. Alvarado y S. García (Eds.), *Enfermedades forestales en México* (pp. 357-395). Universidad Autónoma de Chapingo.
- Contreras, A., Gutiérrez, A. T., Sánchez, J. R., Silva, H. V. y Laguna, A. (2017). Comportamiento espacial de Zebra chip y *Bactericera cockerelli* (Sulc) (Hemiptera: Triozidae) en *Solanum tuberosum* L. en Valles Altos de México. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 49(1), 175-184.
- Coria, V. M., Vázquez, I., Muñoz, H. J. y Villa, J. (2010). Impacto de tierra de diatomeas sobre *Arceuthobium globosum* Hawksworth y Wiens subsp. *Grandicaule* en *Pinus pseudostrobus* Lindl. *Revista mexicana de Ciencias Forestales*, 1(1), 39-46.
<https://doi.org/10.29298/rmcf.v1i1.651>
- deBruyn, R. A., Paetkau, M., Ross, K. A., Godfrey, D. V. y Friedman, C. R. (2015). Thermogenesis-triggered seed dispersal in dwarf mistletoe. *Nature Communications*, 6.
<https://doi.org/10.1038/ncomms7262>
- Englund, E. y Sparks, A. (1988). *GEO-EAS (Geostatistical Environmental Assessment Software) User's Guide*.

- U.S. (Environmental Protection Agency Document EPA/600/488/033). Environmental Monitoring Systems Laboratory. https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?Lab=ORD&dirEntryID=36308
- Galindo, C., y Rendon, E.** (2005). *Danaidas: las maravillosas Mariposas Monarca* (Publicación especial No. 1). WWF México-Telcel. https://www.soymonarca.mx/_pdf/danaidas_maravillosas_mariposas_monarca.pdf
- Hawksworth, F. G.** (1983). Mistletoes an forest parasites. In: M. Calder y P. Bernhardt (Eds.), *The Biology of Mistletoes* (pp. 320-329). Academic Press.
- Hawksworth, F. G., Wiens, D., y Geils B. W.** (2002). *Arceuthobium* in North America. In: B. W. Geils, J. Cibrián y B. Moody (Eds.), *Mistletoes of North American Conifers (General Technical Report RMRS-GTR-98)* (pp. 29-56). United States Department of Agriculture/Forest Service. <https://doi.org/10.2737/rmrs-gtr-98>
- Heredia, R. L., Arzate, A. M., Gutiérrez, G., Santillan, J., Cibrián, D. y Endara, A.** (2014). Genes de defensa en *Abies religiosa*. *Botanical Sciences*, 92(4), 623-628. <https://doi.org/10.17129/botsoci.130>
- Hevesi, J., Istok, J. y Flint, A.** (1992). Precipitation estimation in mountainous terrain using multivariate geostatistics. Part. I: structural analysis. *Journal of applied meteorology* 31(7), 661-676. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1992\)031<0661:PEIMTU>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1992)031<0661:PEIMTU>2.0.CO;2)
- Isaaks, E. y Srivastava R. M.** (1989). *An introduction to applied Geostatistics*. Oxford University Press.
- Jiménez, A., López, M. A., González, J. L, Ocete, M. E. y Soria, F. J.** (2008). Distribución espacial y mapeo de *Curculio elephas* Gyllenhal en encina (*Quercus ilex* L.). *Agrociencia*, 12(1), 35-43.
- Klutsch, J. G. y Erbilgin, N.** (2018). Dwarf mistletoe infection in jack pine alters growth-defense relationships. *Tree Physiology*, 38(10), 1538-1547. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpy090>
- Klutsch, J. G., Najar, A., Sherwood, P., Bonello, P. y Erbilgin, N.** (2017). A native parasitic plant systemically induces resistance in Jack Pine to a Fungal Symbiont of invasive Mountain Pine Beetle. *Journal of Chemical Ecology*, 43(5), 506-518.
- Lara, F., Ramírez, J. F., Rubí, M., Morales, E., Figueroa, D. K., Acosta, A. D. y Rivera, R.** (2018). Distribución Espacial de Araña Roja *Oligonychus punicae* Hirst en el Cultivo de Aguacate, en dos Municipios del Estado de México. *Southwestern Entomologist*, 43(3), 743-759. <https://doi.org/10.3958/059.043.0320>
- Leimu, R.** (2010). Hábitat quality and population size as determinants of performance of two endangered hemiparasites. *Annales Botanici Fennici*, 47(1), 1-13. <https://doi.org/10.5735/085.047.0101>
- Maldonado, F. I., Ramírez, J. F., Rubí, M., Nemiga, A. y Lara, A. V.** (2016). Distribución espacial de trips en aguacate en Coatepec de Harinas, Estado de México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 7(4), 845-856. <https://doi.org/10.29312/remexca.v7i4.259>
- Marias, D. E., Meinzer, F. C., Woodruff, D. R., Shaw, D. C., Voelker, S. L., Brooks, J. R., Lachenbruch, B., Falk, K. y Mackay, J.** (2014). Impacts of dwarf mistletoe on the physiology of host *Tsuga heterophylla* trees as recorded in tree-ring C and O stable isotopes. *Tree Physiology*, 34(6), 595-607. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpu046>
- Mathiasen, L., Shaw, C., Nickrent, D. y Watson, D.** (2008). Mistletoes: Pathology, Systematics, Ecology, and Management. *Plant Disease*, 92(7), 988-1006. <https://doi.org/10.1094/pdis-92-7-0988>
- Moral, F. J.** (2004). Aplicación de la Geoestadística en las Ciencias Ambientales. *Revista Ecosistemas*, 13(1), 78-86.
- Nafarrate, A. C., Dupuy, J. M., George, S. P. y Hernández, J. L.** (2018). Modelización y mapeo estacional del índice de área foliar en un bosque tropical seco usando imágenes de satélite de alta resolución. *Madera y bosques*, 24(3), 1-17. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2431666>
- Pannatier, Y.** (1996). *VARIOWIN: Software for Spatial Data Analysis in 2D*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2392-4>

- Perry, J.** (1995). Spatial analysis by distance indices. *Journal of Animal Ecology*, 64, 303-314.
- Queijeiro, M. E. y Cano, Z.** (2015). Dinámica temporal de la infestación por muérdago enano (*Arceuthobium globosum* y *A. vaginatum*) en Zoquiapan (Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl), México. *Ciencia UAT*, 9(2), 6-14.
<http://doi.org/10.29059/cienciauat.v9i2.705>
- Quiñones, S. y Mathiasen, R.** (2010). First Report of *Arceuthobium blumeri* on *Pinus ayacahuite* and *A. globosum* subsp. *globosum* on *P. durangensis* from Sinaloa, Mexico. *Plant Disease*, 94(3), 377.
<https://doi.org/10.1094/pdis-94-3-0377b>
- Ramírez, J. F. y Figueroa, D. K.** (2013). Modelización y mapeo de la distribución espacial de *Bactericera cockerelli* sulc (Hemiptera: Trioziidae) en papa en el estado de México. *Revista Centro Agrícola*, 40(3), 57-70.
- Ramírez, J. F. y Porcayo, E.** (2009). Estudios de la distribución espacial del muérdago enano (*Arceuthobium* sp.) en el Nevado de Toluca, México, utilizando el método de SADIE. *Madera y Bosques*, 15(2), 93-112.
<https://doi.org/10.21829/myb.2009.1521193>
- Ramírez, J. F. y Porcayo, E.** (2010). Estudio comparativo de la distribución espacial de muérdago enano (*Arceuthobium* sp.) en la ladera norte del Parque Nacional Nevado de Toluca, México. *Revista Bosque*, 31(1), 28-38.
<https://doi.org/10.4067/s0717-92002010000100004>
- Ramírez, J. F., Sánchez, J. R. y de León, C.** (2011). Estabilidad espacio temporal del carbón de la espiga del maíz (*Sporisorium reilianum*) en el Estado de México. *Revista Mexicana de Fitopatología*, 29(1), 1-14.
- Ramírez, J. F., Solares, V. M., Figueroa, D. K. y Sánchez, J. R.** (2013). Comportamiento especial de trips (Insecta: Thysanoptera), en plantaciones comerciales de aguacate (*Persea Americana* Mill.) en Zitácuaro Michoacán, Mexico. *Acta Zoologica Mexicana*, 93, 545-563.
<https://doi.org/10.25100/socolen.v43i2.5933>
- Rendon-Salinas, E., Martínez-Meza, F., Mendoza-Pérez, M., Cruz-Piña, M., Mondragón-Contreras, G. y Martínez-Pacheco, A.** (2018). *Superficie forestal ocupada por las colonias de Mariposas Monarca en México durante la hibernación de 2018-219* (Reporte inédito). WWF-México.
- Rietman, L., Karp, B. y Shamoun, S.** (2005). Assessment of neonectria neomacrospora (*Anamorph cylindroides*) as an inundative biocontrol agent against hemlock dwarf mistletoe. *Canadian Journal of Plant Pathology*, 27(4), 603-609.
<https://doi.org/10.1080/07060660509507261>
- Roth, L. F.** (2001). Dwarf mistletoe-induced mortality in Northwest Ponderosa Pine growing stock. *Western Jour of Applied Forestry*, 16(3), 136-141.
- Roxburgh, L. y Nicolson, S. W.** (2005). Patterns of host use in two African mistletoes: the importance of mistletoe-host compatibility and avian disperser behavior. *Functional Ecology*, 19(5), 865-873.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2005.01036.x>
- Samper, F. J. y Carrera, J.** (1996). *Geoestadística. Aplicaciones a la hidrología subterránea* (2ª ed.). CIMNE (Centro Internacional de Métodos en Ingeniería).
- Sánchez, J. R., Ramírez, J. F., González, A. y de León, C.** (2011). Spatial distribution of head smut (*Sporisorium reilianum*) of corn in México. *Ciencia e Investigación Agraria*, 38(2), 253-263.
<https://doi.org/10.4067/s0718-16202011000200011>
- Sánchez, J. R., Ramírez, J. F., González, A. y de León, C.** (2015). Patrón espacial del carbón de la espiga del maíz en diferentes localidades del Estado de México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrarias*, 6(7), 1467-1480.
<https://doi.org/10.29312/remexca.v6i7.536>
- Solís, V. y Suzán, H.** (2014). Análisis de la distribución espacial de muérdago (*Phoradendron californicum*) en el desierto Sonorense. *Cactáceas y Suculentas Mexicanas*, 59(1), 11-28.
- Surfer 9.** (2009). *Surface Mapping System* (Versión Golden Surfer 9.0) [Software de computador]. Golden Software Inc.
<https://www.scientec.com.mx/surfer/>

Varo, R., Ávila, V. y Heredia, J. (2016). Caracterización de infestación por muérdago enano (*Arceuthobium globosum* subsp. *grandicaule*) en el bosque de *Pinus hartwegii* en la cara sur del pico de Orizaba. *Teoría y Praxis*, 19, 11-31.

Vázquez, I. y Madrigal, S. (2005). Control químico de muérdago enano (*Arceuthobium globosum*) en regeneración de *Pinus pseudostrobus*. *Revista Ciencia Nicolaita*, 41, 68-82.





DECLARACIÓN DE BUENAS PRÁCTICAS EDITORIALES Y NORMAS ÉTICAS DE COLOMBIA FORESTAL

“Esta declaración ha sido adaptado del documento para procedimientos y estándares éticos elaborado por *Cambridge University Press*, siguiendo las directrices para un buen comportamiento ético en publicaciones científicas seriadas del *Committee on Publication Ethics (COPE)*, *International Committee of Medical Journal Editors (ICJME)* y *World Association of Medical Editors (WAME)*”

Responsabilidades de los editores

- Actuar de manera balanceada, objetiva y justa sin ningún tipo de discriminación sexual, religiosa, política, de origen, o ética de los autores, haciendo correcto uso de las directrices pronunciadas en la Constitución Política de Colombia en este aspecto.
- Considerar, editar y publicar las contribuciones académicas únicamente por sus méritos académicos sin tomar en cuenta ningún tipo de influencia comercial o conflicto de interés.
- Acoger y seguir los procedimientos adecuados para resolver posibles quejas o malentendidos de carácter ético o de conflicto de interés. El editor y el comité editorial actuarán en concordancia con los reglamentos, políticas y procedimientos establecidos por la Universidad Distrital Francisco José de Caldas y particularmente en el Acuerdo 023 de junio 19 de 2012 del Consejo Académico, por el cual se reglamenta la política editorial de la Universidad y la normatividad vigente en el tema en Colombia. En todo caso se dará a los autores oportunidad para responder ante posibles conflictos de interés. Cualquier tipo de queja debe ser sustentada con documentación y soportes que comprueben la conducta inadecuada.

Responsabilidades de los revisores

- Contribuir de manera objetiva al proceso de evaluación de los manuscritos sometidos a consideración en la revista Colombia Forestal colaborando, en forma oportuna, con la mejora en la calidad científica de estos productos originales de investigación.
- Mantener la confidencialidad de los datos suministrados por el editor, el comité editorial o los autores, haciendo correcto uso de dicha información por los medios que le sean provistos. No obstante, es su decisión conservar o copiar el manuscrito en el proceso de evaluación.
- Informar al editor y al comité editorial, de manera oportuna, cuando el contenido de una contribución académica presente elementos de plagio o se asemeje sustancialmente a otros productos de investigación publicados o en proceso de publicación.
- Informar cualquier posible conflicto de intereses con una contribución académica por relaciones financieras, institucionales, de colaboración o de otro tipo entre el revisor y los autores. Para tal caso, y si es necesario, retirar sus servicios en la evaluación del manuscrito.

Responsabilidades de los autores

- Mantener soportes y registros precisos de los datos y análisis de datos relacionados con el manuscrito presentado a consideración de la revista. Cuando el editor o el comité editorial de la revista requieran esta información (por motivos razonables) los autores deberán suministrar o facilitar el acceso a esta. Al momento de ser requeridos, los datos originales entrarán

en una cadena de custodia que asegure la confidencialidad y protección de la información por parte de la revista.

- Confirmar mediante una carta de originalidad (formato preestablecido por la revista) que la contribución académica sometida a evaluación no está siendo considerada ò ha sido sometida y/ò aceptada en otra publicación. Cuando parte del contenido de esta contribución ha sido publicado o presentado en otro medio de difusión, los autores deberán reconocer y citar las respectivas fuentes y créditos académicos. Además, deberán presentar copia al editor y al comité editorial de cualquier publicación que pueda tener contenido superpuesto o estrechamente relacionado con la contribución sometida a consideración. Adicionalmente, el autor debe reconocer los respectivos créditos del material reproducido de otras fuentes. Aquellos elementos como tablas, figuras o patentes, que requieren un permiso especial para ser reproducidas deberán estar acompañadas con una carta de aceptación de reproducción por parte de los poseedores de los derechos de autor del producto utilizado.
- En aquellas investigaciones donde se experimente con animales se deben mantener y asegurar las prácticas adecuadas establecidas en las normas que regulan estas actividades.
- Declarar cualquier posible conflicto de interés que pueda ejercer una influencia indebida en cualquier momento del proceso de publicación.
- Revisar cuidadosamente las artes finales de la contribución, previamente a la publicación en la revista, informando sobre los errores que se puedan presentar y deban ser corregidos. En caso de encontrar errores significativos, una vez publicada la contribución académica, los autores deberán notificar oportunamente al editor y al comité editorial, cooperando posteriormente con la revista en la publicación de una fe de erratas, apéndice, aviso, corrección,

o en los casos donde se considere necesario retirar el manuscrito del número publicado.

Responsabilidad de la Universidad Distrital

- La Universidad Distrital Francisco José de Caldas, en cuyo nombre se publica la revista Colombia Forestal y siguiendo lo estipulado en el Acuerdo 023 de junio 19 de 2012 del Consejo Académico, por el cual se reglamenta la Política Editorial de la Universidad, se asegurará que las normas éticas y las buenas prácticas se cumplan a cabalidad.

Procedimientos para tratar un comportamiento no ético

Identificación de los comportamientos no éticos

- El comportamiento no ético por parte de los autores del cual tengan conocimiento o sea informada la revista, serán examinados en primera instancia por el Editor y el Comité Editorial de la revista.
- El comportamiento no ético puede incluir, pero no necesariamente limitarse, a lo estipulado en la declaración de buenas prácticas y normas éticas de la revista Colombia Forestal, la reglamentación de la Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales y la Universidad Distrital Francisco José de Caldas en esta materia.
- La información sobre un comportamiento no ético, debe hacerse por escrito y estar acompañada con pruebas tangibles, fiables y suficientes para iniciar un proceso de investigación. Todas las denuncias deberán ser consideradas y tratadas de la misma manera, hasta que se adopte una decisión o conclusión exitosa.
- La comunicación de un comportamiento no ético debe informarse en primera instancia preferiblemente al editor de la revista, en consecuencia al comité editorial o al comité de publicaciones de la Facultad del Medio Ambiente. En aquellos

casos donde los anteriores actores no den respuesta oportuna, deberá informarse el comportamiento no ético al comité de publicaciones de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

- La queja sobre un comportamiento no ético por parte del Editor o el Comité Editorial de la revista deberá ser informado ante el comité de publicaciones de la Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales de la Universidad Distrital.

Investigación

- La primera decisión debe ser tomada por el editor, quien debe consultar o buscar el asesoramiento del Comité Editorial y el Comité de Publicaciones de la Facultad del Medio Ambiente, según el caso.
- Las evidencias de la investigación serán mantenidas en confidencialidad.
- Un comportamiento no ético, que el Editor considere menor, puede ser tratado entre él y los autores sin necesidad de consultas adicionales. En todo caso, los autores deben tener la oportunidad de responder a las denuncias realizadas por comportamiento no ético.
- Un comportamiento no ético de carácter grave se debe notificar a las entidades de afiliación institucional de los autores o que respaldan la investigación. El editor, en consideración con la Universidad Distrital, debe tomar la decisión de si debe o no involucrar a los patrocinadores, ya sea mediante el examen de la evidencia disponible o mediante nuevas consultas con un número limitado de expertos.

Resultados (en orden creciente de gravedad, podrán aplicarse por separado o en combinación)

- Informar a los autores o revisores donde parece haber un malentendido o mala práctica de las normas éticas.
- Enviar una comunicación oficial dirigida a los autores o revisores que indique la falta de conducta ética y sirva como precedente para buen comportamiento en el futuro.
- Hacer una notificación pública formal en la que se detalle la mala conducta con base en las evidencias del proceso de investigación.
- Hacer una página de editorial que denuncie de manera detallada la mala conducta con base en las evidencias del proceso de investigación.
- Enviar una carta formal dirigida a las entidades de afiliación institucional de los autores que a su vez respaldan o financian el proceso de investigación.
- Realizar correcciones, modificaciones o de ser necesario retirar el artículo de la publicación de la revista, clausurando los servicios de indexación y el número de lectores de la publicación e informando a la institución de afiliación de los autores y a los revisores esta decisión.
- Realizar un embargo oficial de cinco años al autor, periodo en el cual no podrá volver a publicar en la revista.
- Denunciar el caso y el resultado de la investigación ante las autoridades competentes, en caso que el buen nombre de la Universidad Distrital se vea comprometido.



INSTRUCCIONES PARA LOS AUTORES

La revista *Colombia Forestal* publica contribuciones originales en diferentes temáticas del campo forestal y del medio ambiente, con especial énfasis en la República de Colombia. La revista está dirigida a un amplio público a nivel nacional e internacional, especialmente a profesionales directamente relacionados con el manejo de recursos naturales renovables.

Selección y evaluación de los manuscritos sometidos para publicación

El proceso de evaluación de un manuscrito consta de una preselección y revisión general por el Comité Editorial, seguida de una evaluación doblemente anónima solicitada a pares especialistas en cada tema. Una vez realizada la evaluación por parte de los pares académicos, los autores recibirán el respectivo concepto, el cual puede ser aceptado, aceptado con modificaciones menores, aceptado con modificaciones mayores o no aceptado. En aquellos casos en que el manuscrito sea aceptado con modificaciones, el autor recibirá también las sugerencias y comentarios realizados por los evaluadores. Los manuscritos que no se ajusten a la temática de la revista y aquellos que no sigan en su totalidad las instrucciones para los autores serán devueltos sin pasar por el proceso de evaluación.

Los autores contarán con máximo un mes de plazo, a partir del envío de las evaluaciones, para hacer los ajustes del caso y enviar de nuevo la versión corregida del manuscrito al editor de la revista, acompañada de una carta explicativa en donde se detallan los ajustes incorporados. El Comité Editorial verificará la incorporación de los cambios al manuscrito y si lo considera pertinente la enviará de nuevo al par evaluador para su concepto. La decisión final sobre la publicación del manuscrito estará sujeta a la conformidad del par académico y

del Comité Editorial respecto a la inclusión de las modificaciones solicitadas al autor. Cuando el manuscrito es aceptado para publicación, los autores deberán firmar una declaración de originalidad y una autorización de los derechos de publicación y reproducción del manuscrito y de la inclusión en bases de datos, páginas web o páginas electrónicas, nacionales o internacionales. Cada autor recibirá tres (3) ejemplares del volumen en el cual se publica su artículo.

Tipos de artículo

Las contribuciones de los colaboradores de la revista *Colombia Forestal* podrán corresponder a uno de los siguientes tipos de artículos:

Artículo de investigación: manuscrito que presenta de manera detallada los resultados originales de proyectos de investigación, siguiendo la metodología científica, los cuales representan aportes importantes a las ciencias forestales y del medio ambiente.

Artículo de revisión: manuscrito resultado de una investigación en el cual se analizan, sistematizan e integran los resultados de investigaciones publicadas, proporcionando información relacionada con los avances y las tendencias de desarrollo científico y tecnológico. Los artículos deben presentar una cuidadosa revisión bibliográfica de por lo menos 50 referencias, provenientes de artículos científicos en un 70%, como mínimo. Los artículos de revisión preferiblemente serán solicitados por el editor general de la revista a un especialista del tema.

La revista también podrá incluir una sección de Notas y Comentarios, con notas de interés técnico sobre conferencias, seminarios, foros, programas de investigación, extensión, educación y comentarios sobre nuevos libros o revistas.

Instrucciones para preparación de manuscritos

El manuscrito, escrito en español o en inglés, no debe exceder de 30 páginas tamaño carta, escritas a doble espacio incluyendo texto, tablas, figuras y anexos. El texto debe escribirse en letra Times New Roman, tamaño 11, alineado a la izquierda o sin justificar.

En la primera página del manuscrito se debe indicar el título del artículo, los nombres completos del autor o autores y en nota al pie de página, el nombre de la institución de afiliación del autor, dirección postal y correo electrónico (preferiblemente institucional). En el pie de página también se debe indicar el autor encargado de la correspondencia.

Luego del encabezamiento del artículo con los respectivos **títulos** en **español e inglés** (o inglés y español cuando se trate de un manuscrito en inglés), debe ir un **título corto**, un **resumen** en español y un **abstract** en inglés, de no más de 150 palabras para cada uno. También se deben incluir mínimo tres y máximo diez **palabras clave** y **keywords**, en lo posible diferentes a las mostradas en el título y que reflejen el contenido del manuscrito y sean apropiadas para motores de búsqueda. Las palabras clave deben ir ordenadas alfabéticamente y las **keywords** deben corresponder en orden a la traducción de las palabras clave. Se recomienda usar tesauros de ciencias naturales en agricultura, biología, forestería y medio ambiente.

El contenido principal de los manuscritos de un artículo de investigación debe incluir las siguientes secciones en forma secuencial: **Introducción, materiales y métodos** (incluye área de estudio), **resultados, discusión, conclusiones, agradecimientos y referencias bibliográficas**. En los manuscritos de revisión no se requiere especificar las secciones de objetivos, materiales y métodos y resultados.

Título: presenta de manera concisa el tema tratado en la investigación, no debe exceder 15 palabras y se debe evitar el uso de puntos seguidos y guiones. En caso de presentar un subtítulo, este

debe ser separado del título principal por medio de dos puntos seguidos (:). El primer título debe corresponder al idioma original de la publicación y debe escribirse en letra mayúscula. El segundo título debe ser escrito en letra minúscula. Los nombres científicos utilizados en los títulos se deben escribir en letra minúscula itálica, para los dos títulos, además deben incluir el autor del nombre científico, escrito en letra minúscula normal (por ejemplo: *Podocarpus oleifolius* D. Don ex Lamb.)

Resumen: este aparte debe representar una síntesis del trabajo. Es necesario que incluya una breve alusión al objetivo de la investigación, la metodología utilizada, los resultados y la importancia de los hallazgos, en ese mismo orden. Los puntos clave de cada una de las secciones del artículo deben verse reflejados en el resumen. No se deben utilizar abreviaturas ni citas.

Introducción: este texto debe estar limitado al objeto de estudio, la definición del problema, la justificación del estudio y sus objetivos. Puede presentarse un breve marco teórico, siempre y cuando esté directamente relacionado con el problema de investigación.

Materiales y métodos: en esta sección se deberá incluir información asociada con el área donde se desarrolla la investigación (localización, información climática, entre otros). Además, debe incluir las técnicas y materiales de trabajo para la captura de información y el procesamiento y análisis de datos, incluyendo los recursos de *software* utilizados.

Resultados: esta sección debe presentar los resultados obtenidos, con base única y exclusivamente en la metodología planteada. Las tablas y figuras asociadas deben ser coherentes a lo escrito y responder a los objetivos de la investigación.

Discusión: en esta sección se confrontan y argumentan los resultados del estudio realizado con los resultados reportados por otros investigadores en la literatura académica que abarquen la temática de análisis.

Conclusiones: esta sección debe presentar los principales hallazgos encontrados por la

investigación, así como las implicaciones de la publicación en la temática específica de estudio.

Agradecimientos: debe presentar de manera sucinta las principales instituciones financiadoras del proyecto, entes cooperantes y demás actores que incidieron en el desarrollo de la investigación y elaboración del artículo.

Referencias bibliográficas: El formato de *Colombia Forestal* se basa en las normas APA (6^{ta} edición), con modificaciones tanto para la creación como para la estandarización de citas y referencias bibliográficas en los manuscritos. Las citas en el texto se ordenan cronológicamente cuando se trata de más de una fuente y deben corresponder en su totalidad a las referencias en la sección de referencias bibliográficas. La separación entre el autor y el año se debe realizar mediante el uso de coma (,) y la separación entre citas se debe hacer con un punto y coma (;).

Ejemplos:

- Según Castro (1945) y González y Ruiz (1996),
- ... (Castro, 1945, 1975; González y Ruiz, 1996; Ramírez *et al.*, 2009).

Se debe usar *et al.*, para citar publicaciones de más de dos autores y a, b, c, d, etc., para distinguir entre varios trabajos del mismo autor y año.

Ejemplos:

- Como mencionan Parrado-Rosselli *et al.* (2007, 2007a, 2007b).
- ... (Parrado-Rosselli *et al.*, 2007, 2007a; López y Ferreira, 2008, 2008a).

Las referencias en la sección de referencias bibliográficas deben ordenarse alfabéticamente según el apellido del primer autor y cronológicamente para cada autor, o cada combinación de autores. En esta sección se deben escribir los nombres de todos los autores, sin usar *et al.* Los nombres de las publicaciones seriadas deben escribirse completos, no abreviados. Siga el siguiente formato:

1. Artículos de revistas. Apellido del autor, inicial(es) del nombre. Año entre paréntesis. Título del artículo. Nombre completo (no abreviado) de la revista, volumen y número (entre paréntesis), rango de páginas. Cuando se trate de dos o más autores, luego del apellido e inicial(es) del nombre del primer autor, seguido por una coma se coloca el apellido del segundo autor y la(s) inicial(es) del(os) nombre(s), y así sucesivamente, separándolos con comas.

Ejemplos:

- Páez, F.E.** (1983). Un nuevo registro de planta para Colombia. *Lozania*, 5, 32- 46.
- Mendoza, H. y Ramírez, B.** (2001). Dicotiledóneas de La Planada, Colombia: Lista de especies. *Biota Colombiana*, 2, 123-126.
- Dey, D., Royo, A., Brose, P., Hutchinson, T., Spe-tich, M. y Scott, S.** (2010). An ecologically based approach to oak silviculture: a synthesis of 50 years of oak ecosystem research in North America. *Colombia Forestal*, 13(2), 201-222.

2. Libros. Apellido del autor, inicial(es) del(os) nombre(s). Año entre paréntesis. Título del libro. Ciudad: Nombre de la Editorial. Número de páginas. Si se trata de un libro colegiado, pero no un capítulo específico, como autor se utiliza el nombre del editor o editores seguido de (ed.) o (eds.). Cuando se trate de dos o más autores, luego del apellido e inicial del nombre del primer autor, seguido por una coma se coloca el apellido del segundo autor y la(s) inicial(es) del(os) nombre(s), y así sucesivamente, separándolos con comas.

Ejemplos:

- Krebs, J.** (1978). *Ecological methodology*. New York: Harpers y Row, Publisher. 166 p.
- Mahecha, G., Rosales, H., Ruiz, G. y Mota, P.** (2008). *Las propiedades mecánicas de la madera de tres especies forestales*. Bogotá: Editorial Manrique. 134 p.

3. Capítulo dentro de un libro. Apellido del autor del capítulo, inicial(es) del(os) nombre(s). Año entre paréntesis. Título del capítulo. En inicial(es)

del(os) nombre(s) del editor y apellido (ed. o eds.). Nombre del Libro (pp. seguido del rango de páginas). Ciudad: Nombre de la Editorial. Cuando se trate de dos o más autores: luego del apellido e inicial del nombre del primer autor, seguido por una coma se coloca el apellido del segundo autor y la(s) inicial(es) del(os) nombre(s), y así sucesivamente, separándolos con comas.

Ejemplos:

Suárez, R.L. (1985). La familia Melastomataceae. En M.R. Téllez y L.J. Torres (eds.). Los arboles de la Costa Atlántica (pp. 187-195). Lima: Editorial Pulido.

Prentice, I.C. (2001). The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide. En J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguier, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell y C.A. Johnson (eds.). Climate Change 2001: The Scientific Basis (pp. 135-237). United Kingdom-New York: Cambridge University Press.

4. Documentos de grado. Se debe evitar el uso trabajos y tesis de grado. Se recomienda, utilizar y referenciar las publicaciones en revistas arbitradas derivadas de dicho trabajo. De ser estrictamente necesario, estos documentos se deben citar de la siguiente manera: Apellido del autor, inicial(es) del(os) nombre(s). Año entre paréntesis. Título del documento de grado (por ejemplo tesis doctoral, trabajado de pregrado), seguido del programa de graduación (por ejemplo Ingeniería Forestal, M.Sc., Ph.D). Ciudad: Nombre de la institución que publica o afiliación institucional del documento. Número de páginas. Cuando se trate de dos o más autores, luego del apellido e inicial del nombre del primer autor, seguido por una coma se coloca el apellido del segundo autor y la(s) inicial(es) del(os) nombre(s), y así sucesivamente, separándolos con comas.

Ejemplo:

González-M., R. (2010). Cambios en la distribución espacial y abundancia de la palma Bombona (*Iriartea deltoidea* Ruiz & Pav., Arecaceae) en

diferentes grados de intervención antropogénica de los bosques de tierra firme del Parque Nacional Natural Amacayacú, Amazonas-Colombia (Trabajo de pregrado, Ingeniería Forestal). Bogotá: Universidad Distrital Francisco José de Caldas. 90 p.

Pitman, N. (2000). A large-scale inventory of two Amazonian tree communities (Ph.D. thesis) Durham: Duke University, Department of Botany. 220 p.

5. Software. Autor(es). Año entre paréntesis. Nombre del *software*. Ciudad: Nombre de la institución u organización que desarrolla el *software*. ISBN, Dirección URL de contacto.

R Development Core Team. (2008). R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. ISBN: 3-900051-07-0, Recuperado de <http://www.R-project.org>.

Figuras y tablas

Las figuras (fotos, mapas, ilustraciones y gráficas) deben incluir en la parte inferior la respectiva leyenda numerada en orden secuencial que explique detalladamente el contenido (usar letra tamaño Times New Roman, 10 puntos). Las figuras deben incluir el título de los ejes (con inicial mayúscula) centrado y las unidades de medida. La letra de todas las graficas debe ser Times New Roman, en un tamaño apropiado para impresión. Si en cada figura hay más de un panel, utilice letras minúsculas (a, b, c) para designar cada uno. Utilice color en las figuras, recuerde que la publicación será online. Envíe las figuras en formato jpg o .tif con una resolución mínima de 300 dpi y un ancho mínimo de 1200 pixeles.

Las tablas deben estar acompañadas de la leyenda en la parte superior que explique detalladamente el contenido (usar letra tamaño 10), sin líneas verticales y solo tres líneas horizontales. Las tablas y figura (máximo 5 de cada una) deben estar

citadas en el texto y si el manuscrito es aceptado para publicación, deben enviarse en archivo aparte, una por cada hoja, primero todas las tablas y luego todas las figuras.

En los casos excepcionales en los que se incorporen figuras o tablas, tomadas de otra publicación, se debe tener autorización por escrito del(os) propietarios de los derechos de copia y reproducción, así como citar la fuente. La *Revista Colombia Forestal* entenderá que todas las figuras y tablas son originales y responsabilidad de los autores, salvo en los casos que se envíe la notificación escrita en la que se certifique lo contrario. Figuras y tablas con cita fuente serán eliminadas en el caso que los autores no envíen esta certificación.

Nomenclatura, abreviaturas, siglas y unidades

Nombres científicos: el nombre completo en latín (género y epíteto) debe mencionarse completamente para cada organismo la primera vez que se aluda en el texto, desde la sección de introducción, (por ejemplo: *Protium heptaphyllum* (Aubl.) March.), posteriormente deberá mencionarse tan solo la letra inicial en mayúscula del género y el epíteto completo (ejemplo: *P. heptaphyllum*). Se debe corroborar la correcta escritura de los nombres en latín, así como los autores; para esto se recomienda utilizar las bases especializadas como W3-Trópicos (<http://mobot.mobot.org/>), The International Plant Names Index (<http://www.ipni.org/>), The Plant List (<http://www.theplantlist.org/>).

Abreviaturas: se debe usar letra cursiva en abreviaturas como e.g. *i.e. et al.* No utilice cursiva en los términos sp., cf. y aff., ni en los nombres de los autores. Las siglas y acrónimos se deben describir la primera vez que se mencionen en el texto (ejemplo: Organización de las Naciones Unidas -ONU); posteriormente, solo se debe usar la sigla o el acrónimo.

Unidades de medida: las unidades utilizadas deben seguir los siguientes parámetros: Sistema Internacional de Unidades: ha, km, m, cm, mm, h, min, s, kg, g. Las cifras decimales deben separarse

por un punto (ejemplo: 0.5, no 0,5), las cifras de los miles se agrupan de a tres, comenzando por la derecha, con un espacio entre cada grupo, en números de cinco o más cifras (15 000). Los números de cuatro cifras se escriben todos juntos (1500, no 1 500). Para porcentajes y grados utilice símbolos (ejemplo: 15 %, no 15 por ciento).

Posición geográfica: escriba siempre en minúscula los puntos cardinales (norte, sur, este y oeste), exceptuando cuando se usen las abreviaturas (N, S, E, W). Las coordenadas geográficas se deben conformar de la siguiente manera: grados (°); minutos ('); segundos ("); latitud (norte, sur o N, S)–grados (°), minutos ('), segundos ("); longitud (este, oeste o E, W). Ejemplo: 04°12'11.5" latitud norte–78°24'12" longitud oeste). La altitud geográfica se debe expresar en m de altitud y no en m.s.n.m. o msnm.

Envío

El(los) autor(es) debe(n) cargar los archivos directamente en el aplicativo: <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/about/submissions#onlineSubmissions>, para lo cual previamente deben crear un usuario como autor y seguir las instrucciones del aplicativo. El archivo de texto debe estar en formato Word y no superar 3 mb; asimismo, se debe numerar consecutivamente todas las líneas del manuscrito. Las figuras y tablas deben estar incorporadas al final del manuscrito. Los archivos originales de cada figura y tablas en alta resolución solo se requerirán cuando el manuscrito haya sido aceptado para publicación; en este caso, una vez sean solicitados se deben subir en el aplicativo como ficheros adicionales.

Información adicional

Para información adicional o consulta sobre las instrucciones a los autores, visite la dirección <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/index> o escríbanos a la siguiente dirección de correo electrónico colombiaforestal.ud@correo.udistrital.edu.co.

GUIDELINES FOR AUTHORS

Colombia Forestal publishes original contributions in forestry, renewable natural resources and the environment, with special emphasis on the Republic of Colombia. The journal is aimed both nationally and internationally at professionals involved in the management of renewable resources.

Selection and evaluation of manuscripts

The process of manuscript evaluation involves short listing and general revision by an Editorial Committee followed by evaluation by specialist peers. Peer reviewers will assign a status for each manuscript: approved, approved with some minor modifications, approved with major modifications or not approved. In cases in which a manuscript is approved with some modifications the author will receive the suggestions and comments made by the reviewers.

The authors will be given a maximum of one month to make the corrections required including the day in which the manuscripts are returned with the reviewers comments. The revised manuscript must then be sent to the editor of the journal with a letter explaining the adjustments made. The Editorial Committee will verify incorporation of the changes to the manuscript and if they consider it necessary it will be returned to the peer reviewer for further evaluation.

The final decision on publication of the manuscript will be made by the peer reviewer and the Editorial Committee. If the document is approved for publication the authors will be required to sign a declaration of originality and an authorization of the rights of publication and reproduction of their manuscript, as well as the inclusion of it in databases, web sites or any electronic pages, national or international. Each author will receive three copies of the volume in which their article is published.

Types of article

Colombia Forestal accepts the following types of article:

Research Article: This is a manuscript that presents in a detailed way the results of original research projects, following scientific methodology that also represents an important contribution to forest science or to the area of renewable natural resources.

Revision Article: This is a manuscript based on the results of published or unpublished studies that have been integrated to provide information related to a particular theme. The articles must include a careful bibliographic revision of at least 50 references. Revision articles will preferably have been solicited by the general editor of the journal to a specialist in the topic.

The journal also includes a Notes and Comments section, which can include notes of technical interest about conferences, fora, research, communication or education programs, as well as reviews of new books or journals.

Preparation instructions

The manuscript must not exceed 30 (thirty) pages letter sized, double spaced including the text, tables, diagrams and appendices. The text must be written in Times New Roman font, size 11 and aligned to the left.

The first page of the manuscript must indicate the title of the article, the full name of the author or authors with a footnote indicating author affiliation, postal address and email. In the footnote the author for correspondence must be indicated.

After the heading of the article with the titles in Spanish and English, a short running head title must be written, followed by an abstract in Spanish and one in English each of which can be up to 150

words. A minimum of three and a maximum of ten key words must be included, preferably different from those used in the title but that also reflect the content of the article and that may be appropriate for search engines.

The main content of all the manuscripts except revision articles must have the following sections arranged in the sequence indicated: **Introduction**, **Materials and Methods**, **Results**, **Discussion**, **Conclusions**, **Acknowledgements** and **Bibliographic References**. In addition to the appendices, tables and diagrams must be included. In revision articles it is not necessary to specify the objectives, materials and methods or results sections.

Title: this should concisely state the subject of the study and should not exceed 15 words. Avoid the use of colons and hyphens but if a sub-title is necessary this should be separated from the main title by a colon. The main title should be written in uppercase and the sub-title in lower-case. Scientific names should be written in lower-case italics and should include the author written in normal lowercase (for example *Podocarpus oleifolius* D. Don ex Lamb.).

Abstract: the summary must be a short synthesis of the text. This includes a brief mention of the objectives of the research, the methodology, the results and the importance of the findings in that order. The key points of each section must be reflected in the summary. Abbreviations and quotes should not be used.

Introduction: this should be limited to the objectives of the study, definition of the problem and justification for the study. A brief theoretical framework can be given only if it is directly related to the research problem.

Materials and Methods: include information on the geographical area of the study (locality, climatic data etc.). Also include information on the techniques utilized, the study material and the method of analysis, including which software resources were used.

Results: present the results on the basis of the methodology indicated in the previous section. Tables and associated figures should directly respond to the objectives of the investigation.

Discussion: interpret the results of the study and compare with results reported in previously published relevant literature.

Conclusions: present the main findings of the project and the implications for the study area.

Acknowledgements: state the institutes that provided finance for the project along with the individuals that helped with the development of the study and the production of the paper.

Bibliographic References: follow the format laid out in the 6th edition of the APA with some modifications. References in the text must be organized chronologically and must directly correspond to those cited in the section Bibliographic References.

Examples:

- According to Castro (1945) and González and Ruiz (1996),
- (Castro, 1945; González and Ruiz, 1996; Ramírez *et al.*, 2009).

The letters a, b, c, d, etc. must be used to distinguish different articles by the same author in the same year.

- As mentioned by Parrado-Rosselli *et al.* (2007, 2007a, 2007b).
- Parrado-Rosselli *et al.* (2007, 2007a; López and Ferreira, 2008, 2008a).

References must be ordered alphabetically according to the last name of the first author and chronologically for each author or combination of authors.

The names of all the authors must be written. The names of journals must not be abbreviated. Use the following format:

1. Journal Articles: Last name of the author, initial(s) of the name. Year. Title of the Article. Full name of the journal, volume and number (in brackets): range of pages. When there are two or more authors, the last name and initial of the name of the first author, must be followed by a comma, and then by the initial(s) with period of the name of the

second author followed by the last name and so on, using commas to separate them.

Examples:

Páez, F.E. (1983). Un nuevo registro de planta para Colombia. *Lozania*, 5, 32-46.

Mendoza, H. and Ramírez, B. (2001). Dicotiledóneas de La Planada, Colombia: Lista de especies. *Biota Colombiana*, 2, 123-126.

Dey, D., Royo, A., Brose, P., Hutchinson, T., Spetich, M. and Scott, S. (2010). An ecologically based approach to oak silviculture: a synthesis of 50 years of oak ecosystem research in North America. *Colombia Forestal*, 13(2), 201-222.

2. Books. Last name of the author, author initial(s). Year. Title of the book. Name of the editorial house. City. Number of pages. If it is a collegiate book but not a specific chapter, the name of the editor(s) is used as the name of the author followed by (ed.) or (eds.). When there are two or more authors the last name and initial of the name of the first author, should be followed by a comma followed by the initial(s) with period of the name of the second author followed by the last name and so on, separating them with commas.

Examples:

Krebs, J. (1978). *Ecological methodology*. New York: Harpers and Row, Publisher. 166 p.

Mahecha, G., Rosales, H., Ruiz, G. and Mota, P. (2008). *Las propiedades mecánicas de la madera de tres especies forestales*. Bogotá: Editorial Manrique. 134 p.

3. Chapter within a book. Last name of the author of the chapter, initial(s) of the name(s). Year. Title of the chapter, number of pages. Last name of the editor and initial(s) of the name(s) (ed). Name of the book. Name of the editorial house, City. When there are two or more authors or editors the last name and initial of the name of the first author should be followed by a comma, the initial(s) with period of the name of the second

author, followed by the last name and so on, separating them with commas.

Examples:

Suárez, R.L. (1985). La familia Melastomataceae. En M.R. Téllez and L.J. Torres (eds.). *Los árboles de la Costa Atlántica* (pp. 187-195). Lima: Editorial Pulido.

Prentice, I.C. (2001). The Carbon Cycle and Atmospheric Carbon Dioxide. En J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell and C.A. Johnson (eds.). *Climate Change 2001: The Scientific Basis* (pp. 135-237). United Kingdom-New York: Cambridge University Press.

4. Senior projects or unprecedented publications. Last name of the author, initial(s) of the name(s). Year. Title of the Senior Project or unprecedented publication. Type of publication.

Name of the institution or company that publishes the document. City. Number of pages. When there are two or more authors, the last name and initial of the name of the first author should be followed by comma, followed by the initial(s) of the name of the second author with period, followed by the last name and so on, separating them with commas.

Examples:

González-M., R. (2010). *Cambios en la distribución espacial y abundancia de la palma Bombona (Iriartea deltoidea Ruiz & Pav., Arecaceae) en diferentes grados de intervención antropogénica de los bosques de tierra firme del Parque Nacional Natural Amacayacú, Amazonas-Colombia* (Trabajo de pregrado, Ingeniería Forestal). Bogotá: Universidad Distrital Francisco José de Caldas. 90 p.

Pitman, N. (2000). *A large-scale inventory of two Amazonian tree communities* (Ph.D. thesis) Durham: Duke University, Department of Botany. 220 p.

5. Software. Author(s). Year. Name of the software. Name of the institution or organization that developed the software. City. ISBN. URL address of contact.

Example:

R Development Core Team. (2008). R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. ISBN: 3-900051-07-0, recuperado de <http://www.R-project.org>

Figures and tables

Figures (photos, maps, illustrations and graphs) must include in the reverse side the correspondent label numbered in sequential order that also explains content detail (font size 10). Graphs must include the title of the axis centered (with the initial in capital letter) together with the units of measurement. The font of all the graphs must be Times New Roman, at an appropriate size for printing. If in each illustration there is more than one panel, lower case (a, b, c) must be used to designate each one. Use color in illustrations. Send the illustrations in the following formats: .jpg or .tif with a minimum resolution of 300 dpi and a minimum width of 1200 pixels.

Tables must be included with the legend explaining in detail the content (font size 10) placed above. The table should be without vertical lines and with only three horizontal lines. The tables and illustrations must be quoted in the text and must be sent in a different file, one on each sheet, first all the tables and then all the illustrations.

Nomenclature, abbreviations, acronyms and units Scientific names: the name in Latin (genus and specific epithet) must be written completely for each organism the first time it is mentioned in the text (e.g. *Protium heptaphyllum*) and thereafter the initial of the genus must be written with a capital letter followed by the complete specific epithet (e.g. *P. heptaphyllum*). Names in Latin and authors should be corroborated by referring to specialist databases such as W3-Trópicos (<http://mobot.mobot.org/>) or The International Plant Names Index (<http://www.ipni.org/>).

Abbreviations: The writing of scientific names of plants or animals (genus and species) must be

written in italics as should abbreviations e.g. i.e. et al. Do not use italics with the terms sp., cf. or aff., nor with the names of authors. Acronyms should be written in full the first time that they are mentioned in the text, for example, United Nations (UN), and thereafter use just the acronym or initials.

Units of Measurement: follow the International System of Units: ha, km, m, cm, mm, h, min, s, kg, g. Decimals should be separated by a point (e.g. 0.5 and not 0,5), while units of thousand should be separated by a space (e.g. 28 000 and not 28,000). For percentages and degrees utilize symbols rather than words (e.g. 15 %, not 15 percent).

Geographic position: write north, south, east and west in lower-case or use upper-case when using abbreviations (i.e., N, S, E and W). Geographical coordinates should be written as degrees (°), minutes (′) and seconds (″) latitude (north, south or N, S) followed by degrees (°), minutes (′) and seconds (″) longitude (east, west or E, W), (example: 04°12′11.5″ north–78°24′12″ west). Altitude should be stated in metres without using the abbreviation a.s.l.

Instructions for submitting the document

Manuscript may be uploaded using the following link: <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/about/submissions#onlineSubmissions>. It will be necessary to create an author user id before continuing with the instructions. The file must be sent in Word format or something compatible. The figures and diagrams must be uploaded as separate files with their corresponding labels. The original document with the illustrations will be required only after the document has been accepted for its publication.

Additional information

For additional information or details regarding author instructions visit <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/index> or write to the journal at colombiaforestal.ud@correo.udistrital.edu.co



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS

Gestión



Indexación

Scopus



Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Sede Vivero – Avenida Circunvalar – Venado de Oro, Bogotá, Colombia.

Correo electrónico: colombiaforestal.ud@correo.udistrital.edu.co

Portal web: <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor>

Colombia Forestal está bajo una licencia CreativeCommons–4.0 Colombia License.



Atribución-Compartir Igual

IN MEMORIAM

ANÁLISIS DE LA DEFORESTACIÓN EN LA MACARENA,
ANTES Y DESPUÉS DE LOS ACUERDOS DE PAZ

**Analysis of deforestation in La Macarena before and after the
peace agreements**

Jully Andrea Forero Riaño, Manuel Francisco Polanco Puerta

CAUSALIDAD DE LOS INCENDIOS FORESTALES EN PINAR
DEL RÍO, CUBA (1975-2018)

Causality of forest fires in Pinar del Río, Cuba (1975-2018)

Mailyvis Ynouye-Francés, Marcos Pedro Ramos-Rodríguez,
Luis Wilfredo Martínez-Becerra, Jesús María Cabrera-Reina,
Raúl González-Rodríguez, Armando Duany-Dangel

REDUCCIÓN DE EMISIONES DE CARBONO POR DEFORES-
TACIÓN EVITADA EN BOSQUES DEL ESPINAL (ENTRE
RÍOS, ARGENTINA)

**Reduction of emissions by avoided deforestation in forests of
Espinal (Entre Ríos, Argentina)**

Silvana María José Sione, Hernán Jair Andrade, Marcelo Germán
Wilson, Leandro Javier Rosenberger, María Carolina Sasal,
Silvia Gabriela Ledesma, Emmanuel Adrián Gabioud

SERIES DE CLIMA EN ANILLOS DE *Aspidosperma polyneuron*
Müll.Arg. Y *Anacardium excelsum* (Bertero ex Kunth) Skeels
**Climate series in rings of *Aspidosperma polyneuron* Müll.Arg.
y *Anacardium excelsum* (Bertero ex Kunth) Skeels**
Ana María Briceño-J. y Jesús Orlando Rangel-Ch

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE MUÉRDAGO ENANO EN LA
RESERVA DE LA BIOSFERA MARIPOSA MONARCA

**Spatial distribution of dwarf mistletoe in Monarch Butterfly
Biosphere Reserve**

Nancy Martínez-Martínez, José Francisco Ramírez-Dávila,
Fidel Lara-Vázquez, Dulce Karen Figueroa-Figueroa

ISSN 0120-0739



9 770120 073000

