

PRESIONES EJERCIDAS SOBRE LA SERRANÍA DE LA LINDOSA, GUAVIARE: CAMBIOS DE COBERTURA E INCIDENCIA DE FUEGOS ENTRE 2012 Y 2018

Pressures on La Lindosa, Guaviare: Land-Cover Change and Incidence of Fires Between 2012 and 2018

Diana MONROY^{1*}, Jorge Eliecer ARIAS², Oscar BARÓN², Uriel MURCIA², Dolores ARMENTERAS¹

¹Grupo de Ecología del Paisaje y Modelación de Ecosistemas, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Carrera 30 n° 45-03, Bogotá, Colombia.

²Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas -SINCHI, Calle 20 n°. 5-44, Bogotá, Colombia.

**For correspondence:* dmmonroy@unal.edu.co

Received: 26th May 2018, **Returned for revision:** 29th December 2018, **Accepted:** 16th January 2019.

Associate Editor: Susana Feldman.

Citation/Citar este artículo como: Monroy DM, Arias JE, Barón O, Murcia U, Armenteras D. Presiones ejercidas sobre la serranía de La Lindosa, Guaviare: Cambios de cobertura e incidencia de fuegos entre 2012 y 2018. Acta biol. Colomb. 2019;24(2):372-378. DOI: <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v24n2.72435>

RESUMEN

El cambio en el uso del suelo y el fuego como mecanismo utilizado para el mismo han creado perturbaciones ecológicas a grandes escalas, como lo son la fragmentación y aislamiento de ecosistemas importantes en paisajes tropicales. En el presente estudio, analizamos los cambios de uso del suelo entre los años 2012-2016 y los eventos de fuego entre los años 2016-2018, para identificar la dinámica de cambio espaciotemporal en la Serranía de la Lindosa, Guaviare, a partir de información oficial y sensores remotos. Para 2016 la cobertura boscosa se redujo en un 17 % correspondiendo con el aumento de vegetación secundaria y pastizales en el área. Los focos de fuego detectados estuvieron concentrados en el noroeste y sureste de la serranía, puntos coincidentes en zonas de bosque primario y zonas de pastizal consolidadas. Estos resultados indican que existe un proceso activo de deforestación en la serranía, que fragmenta la matriz boscosa dejando parches de bosque aislados, lo cual tendría repercusiones sobre la biodiversidad allí presente. Asimismo, la sinergia entre dicho proceso y el uso de fuego se muestra como amenaza constante, a diferentes escalas, sobre los diferentes ecosistemas. Esta información se presenta como herramienta para elaborar estrategias puntuales para evitar mayores repercusiones negativas sobre la serranía, que actualmente se encuentra en estado vulnerable.

Palabras clave: Área quemada, patrones espaciales, régimen de fuego, uso del suelo.

ABSTRACT

The change in land use and fire as a mechanism used for this change, have created ecological disturbances at large scales, such as the fragmentation and isolation of essential ecosystems within tropical landscapes. In the present study, we analyze the land-use changes along 2012-2016 and fire events between 2016-2018, to identify the dynamics of spatial-temporal change in the Serranía La Lindosa, Guaviare using official information and remote sensors. Forest cover was reduced by 17 %, during 2012-2016, corresponding to an increase in secondary vegetation and pastures in the area. The fire-hotspots detected were concentrated on the northwest and southeast of the mountain range, coinciding with areas of primary forest and consolidated pasture areas. These results show that there is an active process of deforestation in La Lindosa, leaving a fragmented matrix and isolated forest patches, which would have repercussions on the local biodiversity. Besides, the synergy between this process and the use of fire, represent a constant threat, at different scales, on the different ecosystems. This information is presented as a resource to elaborate punctual strategies in order to avoid greater negative repercussions on the mountain range area, which is currently in a vulnerable state.

Keywords: Burned area, fire regime, land use, spatial patterns.

INTRODUCCIÓN

La presión que ejerce el ser humano sobre el ambiente está causando un creciente impacto sobre los ecosistemas, resultando en profundas modificaciones de los patrones espaciales de biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos a diferentes escalas (Pimm *et al.*, 1995). Esto tiene que ver con el cambio global, definido como el efecto individual y efectos interactivos de los cambios en el uso del suelo, composición de la atmósfera, el clima y la diversidad biológica debido a impactos antropogénicos que son generados a escala mundial (D' Antoni, 2012). Es probable que muchos de estos impactos asociados al cambio global sean más críticos sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas debido a las interacciones de sus diferentes componentes. Los cambios en los regímenes de perturbación son buenos indicadores para analizar dichos impactos e interacciones entre diferentes variables. Por ejemplo, los incendios forestales, constituyen un importante factor que condiciona la dinámica y el funcionamiento de muchos ecosistemas.

El fuego tiene un uso tradicional en el manejo agrícola y forestal en muchos países del mundo, debido a que se utiliza para despejar y preparar la tierra para distintos fines (Müller *et al.*, 2013). Sin embargo, en las últimas décadas, se ha reportado un aumento tanto en la frecuencia como en la intensidad de los incendios debido principalmente a las acciones antrópicas y al cambio climático, amenazando la integridad de los ecosistemas y su sostenibilidad (Cochrane, 2003). En particular, la quema de vegetación en los países tropicales es una amenaza latente al generar impactos ecológicos, económicos y sociales a nivel local, con implicaciones de gran envergadura sobre niveles superiores. Los incendios de la vegetación representan una quema mundial de biomasa y materia orgánica que produce una emisión de carbono aproximada de 2 PgC/año, liberando una gran cantidad de gases de efecto invernadero (GEI), los cuales juegan un papel importante en las interacciones atmósfera-vegetación y la hidrología de la zona (Morton *et al.*, 2008), influyendo directamente en el cambio climático global (Müller *et al.*, 2013).

Colombia es un país que ha visto incrementada la frecuencia y extensión de incendios que además ocurren en regiones geográfica, social, demográfica, económico y ambientalmente muy diferentes (Armenteras *et al.*, 2009a). En el sector noroeste de la Amazonía colombiana, estos eventos han tenido lugar de manera continua y creciente y el fuego se ha empleado como mecanismo para el cambio de cobertura del suelo, generando grandes cambios en la estructura y composición de los bosques (Cochrane, 2003; Armenteras *et al.*, 2009a). Estos eventos de fuego crean procesos de retroalimentación que aumentan la vulnerabilidad de las zonas boscosas, aumentando el efecto borde en una matriz altamente fragmentada (Cochrane, 2001; Armenteras *et al.*, 2013). Aunque la presencia de áreas protegidas en esta región ha servido para controlar la

incidencia y mitigar los efectos de los incendios (Armenteras *et al.*, 2009b), es claro que este tipo de eventos y procesos se siguen desarrollando en sus alrededores (IDEAM, 2017).

La Serranía de La Lindosa se encuentra ubicada al norte del departamento de Guaviare hacia el suroccidente de su cabecera, San José del Guaviare, Colombia y forma parte de la figura de Distrito de Manejo Integrado (DMI) dentro del Área de Manejo Especial de La Macarena (AMEM). Esta serranía ha tenido fuertes presiones antrópicas a lo largo de los últimos años, lo cual determinó que se la considerase como una de las zonas más vulnerables en el país (Cárdenas *et al.*, 2008). Las coberturas naturales han sido reemplazadas por efectos de procesos de colonización, la instalación de actividades de cultivos ilegales y de pastoreo (ganadería extensiva) y la apropiación de terrenos en el territorio (Armenteras *et al.*, 2006; Garzón, 2006; Cárdenas *et al.*, 2008; Dávalos *et al.*, 2014). Entre 1984 y 2003 se reportó una pérdida de cobertura boscosa en la serranía cercana al 50 % dando lugar a bosques secundarios, pastizales y cultivos (Garzón, 2006), situación que se ha venido agravando debido a la continua expansión de la frontera agrícola y eventos de deforestación que siguen presentándose en la zona, ya considerada como núcleo de deforestación nacional (IDEAM, 2017). Esto se traduce en una amenaza constante sobre la estructura ecológica regional, ensambles de fauna y flora y efectos negativos sobre la provisión de servicios ambientales para las comunidades humanas, principalmente en San José del Guaviare (Cárdenas *et al.*, 2008; González *et al.*, 2015). En este trabajo, se busca realizar un análisis espacial que permita determinar el cambio de cobertura y el patrón y número de los eventos de fuego ocurridos en la serranía La Lindosa entre los años 2012 y 2018, considerando la hipótesis de que estos últimos no son aleatorios y que, pueden estar relacionados con el proceso de colonización en esta zona.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio comprende La Serranía de La Lindosa en el municipio San José del Guaviare, Colombia, ubicada entre los 2°29' N y 72° 37' - 48' W. Se ubica entre los 146 y 638 m.s.n.m. y sus condiciones climáticas corresponden al tipo tropical lluvioso (clasificación climática Köppen), con precipitación monomodal promedio de 2800 mm/año, presentando una temporada seca entre noviembre y febrero (Cárdenas *et al.*, 2008). Se realizó la delimitación del área de la serranía (22 054 ha) y un área búfer de 15 km alrededor (Fig. 1), teniendo en cuenta la distancia de búfer utilizada en otros estudios (Silvestrini *et al.*, 2011). Dentro de esta área se cuantificó la ocurrencia de incendios y los cambios de cobertura en las diferentes unidades resultantes mediante el software ArcMap 10.1 de ArcGIS© (ESRI, 2011).

Para el caso de las coberturas, la información fue recopilada de la base de datos del Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI, correspondientes a los

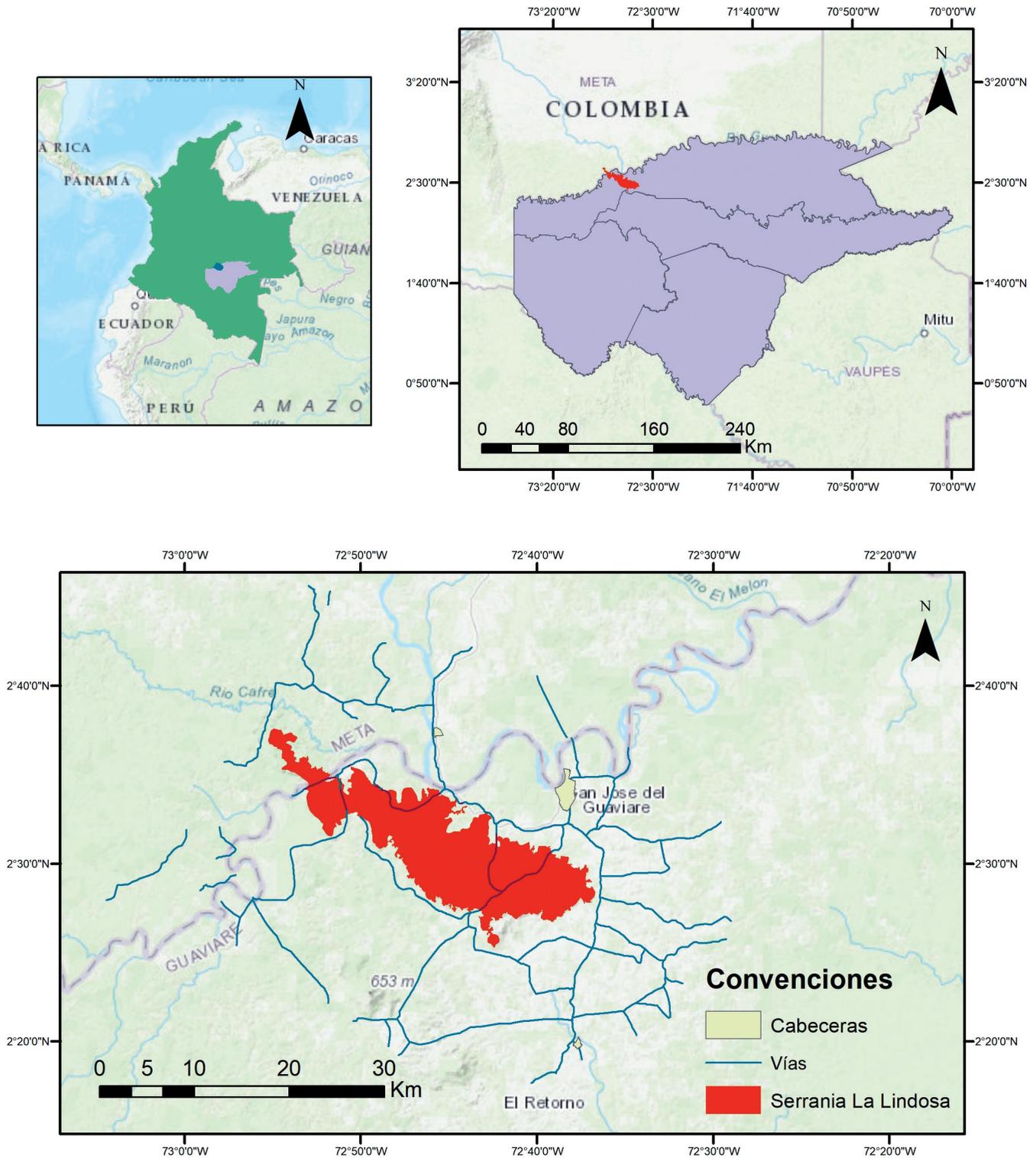


Figura 1. Mapa de ubicación de la Serranía La Lindosa y área de estudio

años 2012, 2014 y 2016. Se empleó una simplificación de las categorías CORINE Land Cover: (i) clase Bosque (bosque primario), (ii) Fragmentado (bosque continuo que sufre perforaciones), (iii) Vegetación secundaria, (iv) Pastizales, (v) Otros naturales (Zonas arenosas naturales, Zonas pantanosas, Lagunas, Lagos y ciénagas naturales, Ríos,

Herbazales) y (vi) Otros (Tejido urbano continuo y discontinuo, Zonas industriales, Mosaico de cultivos, Tierras desnudas y degradadas).

La información de incendios se recopiló a partir de puntos de calor y anomalías térmicas detectadas a través de sensores remotos incorporados en el monitoreo de incendios en la

Amazonía colombiana, teniendo en cuenta los datos para los años 2016, 2017 y hasta marzo de 2018. La detección de llevó a cabo mediante sensores MODIS y VIIRS de la NASA (NASA, 2013; NASA, 2015), depurando los focos de incendios con los pozos y Áreas de Evaluación Técnica (TEA's) de hidrocarburos de la Agencia Nacional de Hidrocarburos-ANH para obtener las estadísticas diarias y mensuales de los incendios por jurisdicción de las Corporaciones Autónomas Regionales y de Desarrollo Sostenible-CAR, departamentos y categorías del ordenamiento normativo del Estado Legal del Territorio-ELT presentes en la región (Murcia *et al.*, 2014). Una vez obtenida la distribución de puntos, se procedió a calcular el índice de Moran, el cual refleja si la configuración espacial de los eventos se produce aleatoriamente teniendo en consideración que las observaciones, por su ubicación próxima, tengan valores similares (Goodchild, 2008).

Para la determinación de área quemada, se tuvo en cuenta la identificación, delimitación y clasificación de las áreas de cicatrices de quema. La información se actualizó mensualmente en el Instituto SINCHI; se emplearon imágenes LANDSAT 8, que se procesaron con el programa Terra Amazon y haciendo uso de la metodología desarrollada por el Instituto Nacional de Pesquisas Espaciales -INPE- de Brasil propuesta por Melchiori *et al.*, (2015) y ajustada por el Instituto Sinchi (Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica y Sensores Remotos -Lab SIGySR-), usando combinaciones entre el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada -NDVI y el Radio Normalizado de Quema-NBR, con la banda del infrarrojo cercano (IR), y junto con técnicas de realce de contraste y de segmentación de polígonos a través del algoritmo Baatz, se realizó la identificación de las cicatrices. Para determinar el tipo de cobertura afectada por el incendio, las cicatrices fueron analizadas con la capa de Bosque/No Bosque de IDEAM, y para vegetación secundaria u otras coberturas (principalmente pastos) el análisis se hizo con los mapas de coberturas de la tierra de la Amazonía (Murcia *et al.*, 2016). Este monitoreo comenzó en el mes de marzo del año 2017. Para este estudio se contó con la información disponible hasta enero de 2018.

RESULTADOS

Durante el periodo 2012-2016, hubo dominancia de las coberturas de Bosque y Pastizales, las cuales mantuvieron las mayores extensiones durante los tres años analizados, principalmente a partir de los 10 km desde la serranía. Por su parte, en la serranía resalta otras coberturas naturales que corresponden a herbazales y vegetación propia a zonas de afloramiento rocoso. Entre 2012 y 2016 se denota la pérdida de 8674 ha de cobertura boscosa y 6802 ha de bosques fragmentados, que se refleja en el aumento de pastizales en 4190 ha y de la vegetación secundaria en 11 787 ha (Tabla 1). Para el 2016, la cobertura de Pastizales alcanza la mayor extensión con 100 400 ha, aproximadamente un 48 % del área de la zona de estudio mientras que Bosques decreció su extensión a 61 318 ha, llegando a un 29 % del área de estudio.

El área reducida para la cobertura de Bosque no varió en alto grado respecto a la serranía y el área búfer. Para el caso de la cobertura Fragmentado aumenta sus valores mientras aumenta la distancia a la serranía. Por otro lado, la cobertura Vegetación secundaria aumenta su extensión en toda el área de estudio siendo más alta entre los 10 y 15 km desde la serranía. La clase Pastizales también aumenta su extensión, sin embargo, alcanza valores más altos en la serranía y en el área búfer entre los 5 y 10 km.

La transición de Bosques a Fragmentado, Vegetación secundaria y Pastizales se dio en mayor grado entre los 0 y 10 km del área búfer. El cambio de Bosques a Pastizales presentó las mayores magnitudes en las diferentes distancias búfer (6,14 ha/km²) respecto a la transición a Fragmentado y Vegetación secundaria (5,49 ha/km² en promedio). Las zonas de bosque fragmentado tuvieron un mayor grado de transición hacia vegetación secundaria (9,3 ha/km²) seguida de Pastizales (6 ha/km²). Ambos cambios tuvieron valores más altos a partir de los 5 km del área búfer, con un promedio de 5,52 ha/km² afectadas.

En la detección de eventos de fuego, se contabilizaron 370 focos para el año 2016, 292 para el 2017 y 501 entre enero y marzo de 2018. Obtenido el índice de autocorrelación o estadístico de Moran se observa una autocorrelación positiva con un valor de 0,9848 que indica

Tabla 1. Número de hectáreas disminuidas por km² en cada área de análisis y por cada cobertura entre los años 2012-2016. Los valores negativos corresponden al aumento de la extensión de la cobertura.

Cobertura	Lindosa	5km	10km	15km
Bosque	2,58	4,36	4,07	3,46
Fragmentado	0,36	1,49	2,78	4,83
Vegetación Secundaria	-2,19	-4,25	-4,09	-7,39
Pastizales	-2,98	-1,65	-2,56	-1,04
Otros naturales	2,22	0,18	-0,08	0,15
Otro	0,00	-0,13	-0,12	-0,01

una concentración de las áreas afectadas por eventos de fuego y que dicha distribución no es aleatoria.

Los puntos estuvieron concentrados en principalmente en sección noroeste del área de estudio, hacia la Serranía de la Macarena, en el departamento del Meta para los tres años analizados (Fig. 2). El número de eventos de fuego por km² tuvo grandes diferencias entre la serranía y el área búfer, presentándose 0,12 eventos/km² en la primera y 0,54 eventos/km² en promedio en la segunda. Los pastizales fueron los más afectados por eventos de fuego, casi triplicando su número frente a los resultados para otras coberturas durante los tres periodos analizados. De igual forma, los eventos de fuego casi se duplicaron para el periodo analizado del año 2018, excepto para las coberturas Otras naturales y Otros (Fig. 3).

Las cicatrices de quema entre marzo de 2017 y enero de 2018 suman 3504 ha. La cobertura que tuvo mayor afectación fue la de Pastizales con un área total de 2793,12 ha. En general, la serranía mostró la mayor afectación por quemaduras en pastizales respecto a las zonas búfer (1,83 ha/km²), seguida de la distancia búfer entre los 10 y 15 km (1,38 ha/km²). Por otro lado, exceptuando la serranía, la cobertura boscosa presentó mayor área afectada entre los 0 y 15 km de búfer (Fig. 4).

DISCUSIÓN

El área posee una fuerte dinámica espacial por el reemplazo y cambios de cobertura. La tasa de deforestación en la serranía La Lindosa y su área de influencia entre 2012 y 2016 alcanza las 2168 ha/año, una tasa del 3,3 % anual. La relación de cambio de Bosques a Pastizales en el noroeste, hacia la Serranía de la Macarena, en el departamento del Meta, permite entrever que el proceso de deforestación se encuentra activo en esta región, anotado anteriormente por Armenteras *et al.*, (2013), teniendo en cuenta que allí se concentran las áreas boscosas más extensas. A su vez, se continúa deforestando los remanentes hacia el sur de la serranía La Lindosa. Esta expansión de lo que sería el frente de colonización obedece a una dinámica para la obtención y titulación de tierras, mecanismo ya expuesto por Dávalos *et al.*, (2014).

El que los puntos de fuego sobre cobertura boscosa no se concentrasen en la serranía se debe a que dicha cobertura se encuentra en zonas con pendientes fuertes y zonas escarpadas de los afloramientos rocosos, lo que les hace poco viables de ser colonizadas. Sin embargo, las quemaduras sobre pastizales en su interior y alrededores, entre los 0 y 5 km, evidencia el grado de amenaza constante sobre esta formación y su aislamiento del resto de cobertura boscosa remanente.

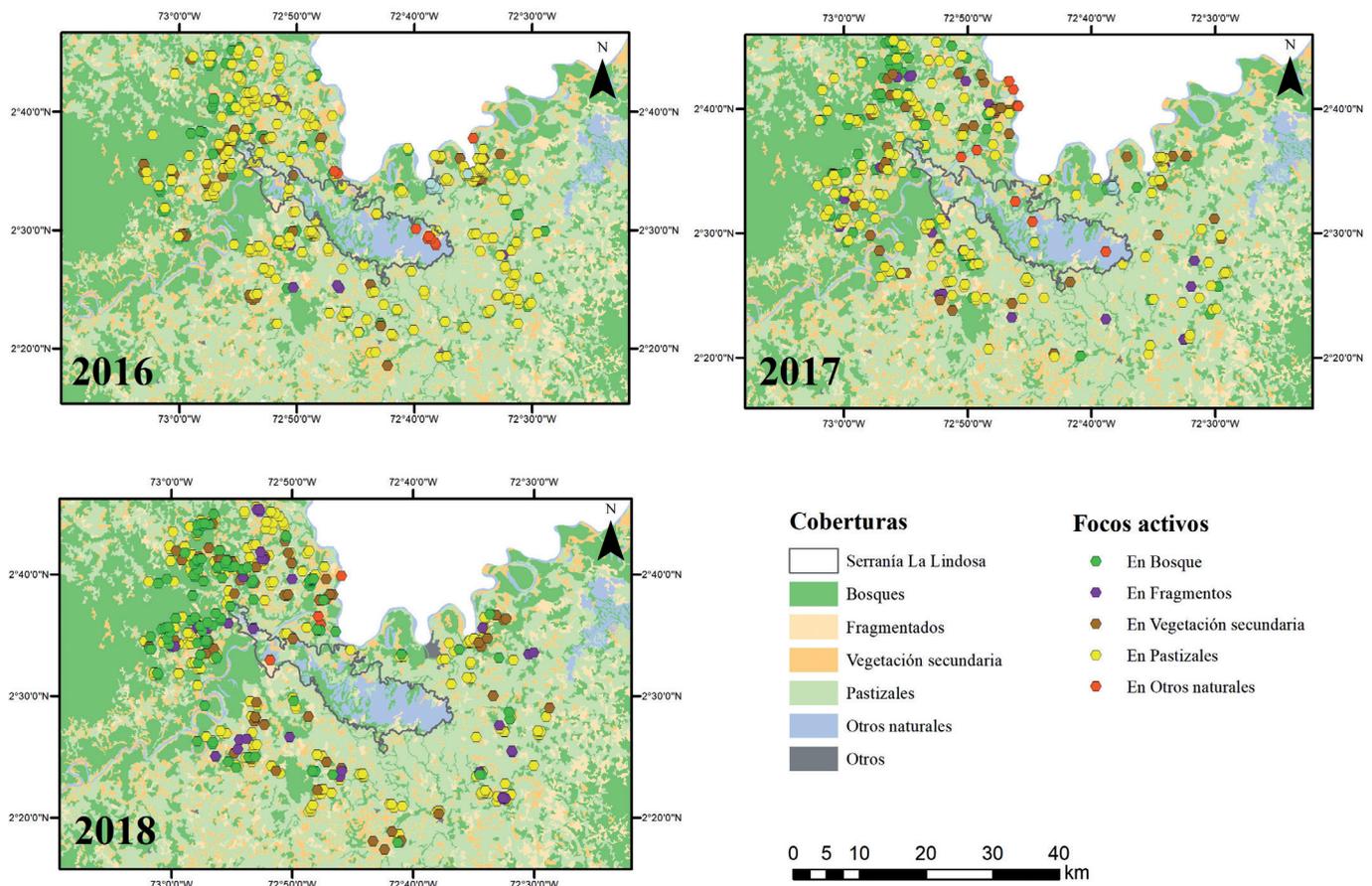


Figura 2. Eventos de fuego sobre la zona de estudio en los años 2016, 2017 y 2018

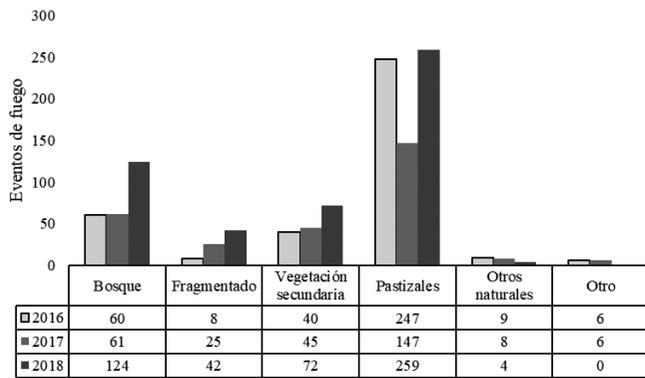


Figura 3. Número de eventos de fuego por cobertura para los años 2016, 2017 y 2018

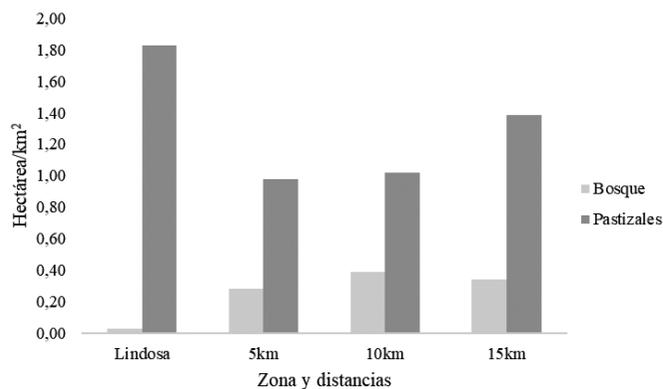


Figura 4. Número de hectáreas por km² representadas por cicatrices de quema entre marzo de 2017 y Enero de 2018

El análisis espacio temporal permite ver que el fuego tiene una doble dinámica, hace parte del proceso de deforestación en los frentes, pero así mismo está siendo usado con mayor intensidad para el control y manejo de cultivos o renovación de pastizales. En primer lugar, la deforestación está ligada a la práctica de roza y quema (Cochrane, 2001; Morton *et al.*, 2008; Lime *et al.*, 2012;), una práctica económica que es común en los campesinos de la región para el manejo del suelo, sus pastizales y cultivos desde su promoción en el año 1970 (Del Cairo y Montenegro, 2015). En segundo lugar, la presencia de fuegos en los bordes del bosque no es arbitraria, pues obedece a que las zonas donde el bosque se encuentra más expuesto cambian su microclima y las condiciones de humedad disminuyen, lo que le hace más susceptible para la quema (Cochrane, 2003). Estos procesos se han evidenciado ya, en relación con otras variables, en el estudio realizado por Armenteras *et al.*, (2013). Finalmente, esta incidencia de fuegos sobre el área, inevitablemente le deja vulnerable a la expansión o intensificación de otros incendios, naturales o provocados, afectando de manera directa los bosques y demás coberturas naturales remanentes que, a su vez, no podrían recuperarse debido a la frecuencia de las quemadas (Cochrane, 2001).

A pesar de que el área de estudio comprende una parte del Parque Nacional Natural La Macarena y la serranía está

comprendida como Zona de Preservación dentro del Distrito de Manejo Integrado Ariari-Guayabero, no existe una administración ni manejo efectivos para frenar los procesos de deforestación antes mencionados y demás problemáticas asociadas a las alteraciones sobre los ecosistemas presentes (Cárdenas *et al.*, 2003). Debe prestarse mayor atención a la gestión sobre la serranía La Lindosa a razón de que las principales fuentes de agua que abastecen esa zona del municipio nacen allí y, a nivel ecológico, debido a que se encuentran ecosistemas propios de afloramientos rocosos con un alto número de especies endémicas, con riqueza estructural y funcional propios (Giraldo, 2001).

CONCLUSIONES

La serranía de La Lindosa se encuentra bajo una presión constante por procesos activos de cambio de cobertura, deforestación y un creciente número de eventos de fuego sobre todo en áreas de manejo agrícola y frentes de colonización. El proceso de deforestación entre los municipios de La Macarena y San José del Guaviare ha dado lugar al aislamiento de la serranía, lo cual puede generar dinámicas de degradación del paisaje e impactos sobre los diferentes ecosistemas que allí coinciden. Hace falta realizar estudios de escala paisajística que permitan explicar y comprender este fenómeno de manera más explícita.

Se pudo establecer una relación intrínseca entre los cambios de cobertura y la incidencia de eventos de fuego sobre la serranía y la zona búfer, teniendo en cuenta la proporción en número y magnitud de afectación sobre las diferentes coberturas, las cuales obedecen a un patrón regular durante el periodo de análisis. Sin embargo, para determinar con mayor precisión las variables explicativas de estos patrones, se debe tener en cuenta otros aspectos, entre ellos los socioeconómicos, propios de la región (Armenteras *et al.*, 2011).

Se espera que la información compilada en el presente trabajo brinde herramientas para poder establecer políticas de manejo más estructuradas para la serranía de La Lindosa, una zona de la cual se cuenta con poca información y la cual es preciso estudiar, al ser considerada como vulnerable (Cárdenas *et al.*, 2008) y siendo un enclave de diversidad en la zona de confluencia entre las regiones Orinoquía y Amazonía.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existe conflicto de intereses.

REFERENCIAS

- Armenteras D, Rudas G, Rodríguez G, Sua S, Romero M. Patterns and causes of deforestation in the Colombian Amazon. *Ecol Indic.* 2006;6(2):353-368. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.014>

- Armenteras D, González F, Franco C. Distribución geográfica y temporal de incendios en Colombia utilizando datos de anomalías térmicas. *Caldasia* 2009a;31(2):303-318.
- Armenteras D, Rodríguez N, Retana J. Are conservation strategies effective in avoiding the deforestation of the Colombian Guyana Shield? *Biol Conserv*, 2009b;142(7):1411-1419. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.002>
- Armenteras D, Rodríguez N, Retana J, Morales M. Understanding deforestation in montane and lowland forests of the Colombian Andes. *Reg Environ Change*. 2011;11(3):693-705. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0200-y>
- Armenteras D, Rodríguez N, Retana J. Landscape dynamics in Northwestern Amazonia: An assessment of pastures, fire and illicit crops as drivers of tropical deforestation. *PLoS ONE* 2013;8(1):e54310. Doi: 10.1371/journal.pone.0054310
- Cárdenas D, Castaño N, Zubieta M, Jaramillo M. Flora de las formaciones rocosas de la Serranía de La Lindosa. Bogotá: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas - Sinchi; 2008. p 27-63.
- Cárdenas M, Zárate M, Sánchez H. Caracterización de los distritos de manejo integrado de los recursos naturales renovables, formulación y ensayo de una metodología para la evaluación de la efectividad en el manejo. *Colomb For*, 2003;8(16):77-94. Doi: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2003.1.a06>
- Cochrane M. Fire science for rainforests. *Nature* 2003;421:913-919. Doi: <https://doi.org/10.1038/nature01437>
- Cochrane M. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in Evergreen Tropical Forests. *Conserv Biol* 2001;15(6):1515-1521. Doi: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.01091.x>
- D'Antoni H. El cambio global: Procesos naturales e intervención humana. *Acta bioquím clín latinoam*. 2012;46(supl3):13-76
- Dávalos N, Holmes J, Rodríguez N, Armenteras D. Demand for beef is unrelated to pasture expansion in northwestern Amazonia. *Biol. Conserv*. 2014;170:64-73. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.018>
- Del Cairo C, Montenegro I. Espacios, campesinos y subjetividades ambientales en el Guaviare. *Mem.Soc.* 2015;19(39):49-71. Doi: <https://doi.org/10.11144/Javeriana.mys19-39.ecsa>
- ESRI. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute. 2011.
- Garzón N. La Alteración del Bosque Húmedo Tropical como consecuencia de las decisiones de las familias campesinas para la expansión de la frontera agropecuaria (1987 - 2003), Serranía de la Lindosa, Guaviare, Colombia (Tesis Pregrado). Bogotá: Pontificia Universidad Javeriana; 2006.
- Giraldo D. Relaciones fitogeográficas de las sierras y afloramientos rocosos de la Guayana Colombiana: Estudio Preliminar. *Rev Chil Hist Nat*. 2001;74(2):353-364. Doi: <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2001000200012>
- González A, Beltrán A, Vargas K, Bermúdez S, Ariza C, Díaz L, *et al*. Componentes de estructura y diversidad en los ecosistemas de la zona alta de la cuenca La María, San José del Guaviare, Guaviare, Colombia. *Agroecol. Cienc. Tecnol*. 2015;3(1):7-12.
- Goodchild M. Spatial autocorrelation. In: Kemp K, editor. *Encyclopedia of Geographic Information Science*. Thousand Oaks, California: SAGE; 2008. p.397-398.
- Instituto de Estudios Ambientales -IDEAM-. Núcleos activos por deforestación. Proyecto: Continuidad a la operación del Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono para Colombia - S-MBYC. [Infografía]. 2017. Recuperado de: <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023708/boletinDEF.pdf>
- Melchiori A, Setzer W, Morelli F, Libonati R, Candido P, De Jesus S. An algorithm for burned area detection in the Brazilian Cerrado using 4 μm MODIS Imagery. *Remote Sens*. 2015;11:15782-15803.
- Morton D, Defries R, Randerson J, Giglio L, Schroeder W, Van Der Werf G. Agricultural intensification increases deforestation fire activity in Amazonia. *Glob Chang Biol*. 2008;14(10):2262-2275. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01652.x>
- Müller R, Curry J, Groom D, Jacobsen R, Perlmutter S, Rohde R, *et al*. Decadal variations in the global atmospheric land temperatures. *Atmospheres*. 2013;118(11):5280-5286. Doi: <https://doi.org/10.1002/jgrd.50458>
- Murcia U, Medina R, Rodríguez J, Castellanos H, Hernández A, y Herrera E. Monitoreo de los bosques y otras coberturas de la Amazonia colombiana, a escala 1:100.000, Datos del periodo 2012. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI. Bogotá, D.C. 2014.
- Murcia U, Barón O, León A, García S. Monitoreo de los bosques y otras coberturas de la Amazonia Colombiana a escala 1:100.000. Cambios multitemporales en el periodo 2014 al 2016 y coberturas de la tierra del año 2016. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI. Bogotá, D.C., en revisión.
- NASA. The Moderate Resolution Imaging spectroradiometer MODIS. 2013. Disponible en: <http://modis.gsfc.nasa.gov/>
- NASA. Joint Polar Satellite System. 2015. Disponible en: <https://jointmission.gsfc.nasa.gov/viirs.html>
- Pimm S, Russell G, Gittleman J, Brooks T. The future of Biodiversity. *Science* 1995;269(5222):347-350. Doi: <https://doi.org/10.1126/science.269.5222.347>
- Silvestrini R, Soares B, Nepstad D, Coe M, Rodrigues H, Assunção R. Simulating fire regimes in the Amazon in response to climate change and deforestation. *Ecol Appl*. 2011;21(5):1573-1590.