

ARTÍCULO DE REVISIÓN

Incendios en ecosistemas del norte de Suramérica: avances en la ecología del fuego tropical en Colombia, Ecuador y Perú

Fire in the ecosystems of northern South America: advances in the ecology of tropical fires in Colombia, Ecuador and Peru

Dolors Armenteras^{1*} | Tania Marisol González¹ | Orlando Vargas Ríos² | María Constanza Meza Elizalde¹ | Imma Oliveras³

- **Recibido:** 28/ene/2019
- **Aceptado:** 12/sep/2019
- **Publicado en línea:** 18/sep/2019

Citación: Armenteras D, González TM, Vargas Ríos O, Meza Elizalde MC, Oliveras I. 2020. Incendios en ecosistemas del norte de Suramérica: avances en la ecología del fuego tropical en Colombia, Ecuador y Perú. *Caldasia* 42(1):1-16. doi: <https://dx.doi.org/10.15446/caldasia.v42n1.77353>.

ABSTRACT

Tropical ecosystems harbor a large part of the world's biodiversity, yet they are being transformed at unprecedented rates by changes in land use. In Latin America, land cover conversion, and pastures and agricultural areas maintenance are strongly related with the use of fire. The source of fire and its causes are numerous and in the region there is an evident direct and indirect association with human activities. South America has been increasingly affected by fire occurrence; with fire events every year since 2001. The impacts of fires on natural ecosystems are multiple and vary in magnitude but little progress has been made to assess their extent. This article presents a review of current knowledge on tropical fire ecology in three Andean countries of northern South America, it provides an insight on the spatial and temporal patterns of fire, the effects over the ecosystems and post-fire dynamics. Large knowledge gaps about the fire ecology on several ecosystems in this region are evident.

Keywords. Andes, biomes, burnt areas, forest fire, land use, MODIS

¹ Universidad Nacional de Colombia (Sede Bogotá). Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. Grupo de Ecología del Paisaje y Modelación de Ecosistemas ECOLMOD. Bogotá, Colombia. darmenterasp@unal.edu.co*, tmgonzalezd@unal.edu.co, mmezae@unal.edu.co

² Universidad Nacional de Colombia (Sede Bogotá). Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. Grupo de Restauración Ecológica. Bogotá, Colombia. jovargasr@unal.edu.co

³ University of Oxford. Environmental Change Institute, School of Geography and the Environment. Oxford, UK. imma.oliveras@ouce.ox.ac.uk

* Autor para correspondencia



RESUMEN

Los ecosistemas tropicales albergan una gran parte de la biodiversidad mundial y a pesar de ello están siendo transformados por el cambio de uso de la tierra a un ritmo sin precedentes. La conversión de la cobertura de la tierra y el mantenimiento de pastos y áreas para cultivos en Latino América están altamente relacionados con el uso del fuego. El origen de los incendios y sus causas son numerosos y en la región es clara su asociación de forma directa o indirecta con actividades humanas. Suramérica está siendo cada vez más afectada por los incendios y desde el 2001 en todos los años se ha detectado actividad asociada al fuego. Los impactos de los incendios sobre los ecosistemas naturales son múltiples y varían en magnitud, pero se ha avanzado poco en su conocimiento. Este artículo presenta una recopilación del conocimiento que se tiene en ecología del fuego tropical en los tres países andinos del norte de Suramérica, mostrando los avances en los patrones espaciales y temporales de los incendios, los efectos sobre los ecosistemas y las dinámicas post incendio. Se evidencian grandes vacíos del conocimiento en la ecología del fuego de gran parte de los ecosistemas de esta región.

Palabras clave. Andes, biomas, incendios forestales, MODIS, quemadas, uso de la tierra

INTRODUCCIÓN

Es reconocido cada vez más el impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas, dando lugar a fuertes modificaciones sobre los patrones espaciales de la biodiversidad y sus servicios a nivel global (Pimm *et al.* 1995). Los incendios forestales en particular constituyen un importante factor en la dinámica y funcionamiento de los ecosistemas en todo el mundo. Es reconocido el papel que tiene el fuego como perturbación natural en muchos ecosistemas (Chen *et al.* 2013), pero también es usado como una herramienta en el manejo de la tierra en muchos países, principalmente para despejar y preparar el suelo para fines agropecuarios (Müller *et al.* 2013).

El fuego es un proceso de múltiples escalas, se trata de una perturbación trascendental en muchos ecosistemas naturales, como ocurre en ecosistemas mediterráneos y bosques boreales, así como en algunos ecosistemas tropicales como las sabanas. El efecto del fuego en la estructura y funcionamiento de estos sistemas permite por ejemplo la expresión del banco de semillas mediante diversos mecanismos ecológicos (Parr y Chown 2003). No obstante, el fuego afecta de forma drástica la biodiversidad, distribución y abun-

dancia de las especies (Chia *et al.* 2016), influenciando las redes tróficas (Bustamante *et al.* 2016), modificando el uso de hábitats (Litt y Steidl 2011, Mowat *et al.* 2015) y, mediando sobre múltiples servicios ecosistémicos como, la fertilidad del suelo y la afectación del microclima entre otros (Müller *et al.* 2013). La quema incontrolada de la vegetación en los países tropicales causa no sólo impactos ecológicos, sino también tiene efectos económicos y sociales a nivel local, e implicaciones de gran envergadura para el calentamiento global (Cochrane 2009). Se estima que los incendios de la vegetación están asociados a la quema mundial de biomasa y materia orgánica que produce una emisión de carbono aproximada de 2 PgC/año (Müller *et al.* 2013). En muchos casos, contribuye en las interacciones atmósfera-vegetación y en la hidrología regional (Morton *et al.* 2008).

Aunque el fuego puede ser un mecanismo natural en muchos ecosistemas, las acciones humanas han alterado los regímenes naturales (Cochrane 2009), llevando a una pérdida de la capacidad de los ecosistemas para proveer servicios ecosistémicos que a su vez ayuden a reducir la intensidad, magnitud y propagación de incendios catastróficos (Depietri y Orenstein 2019).

En particular, la presencia de incendios en las últimas décadas en los trópicos se ha exacerbado en cuanto a número, extensión e intensidad, debido principalmente al cambio climático y la expansión de la frontera agrícola (Thompson *et al.* 2013). Sin duda, las quemadas de la vegetación son el resultado de factores que interactúan de forma compleja (Armenteras *et al.* 2011) pero los cambios climáticos pueden influir en los patrones de la precipitación y en la estacionalidad de lluvias, en ocasiones por sequías prolongadas. Estas situaciones particulares pueden afectar considerablemente la susceptibilidad de los ecosistemas al fuego (Laurance *et al.* 2014) aumentando la cantidad de superficie quemada y la frecuencia de incendios (van der Werf *et al.* 2008). En épocas de sequías severas, se aumenta la flamabilidad de la vegetación debido a que características físicas, químicas y bióticas como la retención de agua y nutrientes (Russell-Smith *et al.* 2017) y la desecación de la hojarasca (Li *et al.* 2008), se ven significativamente alteradas (Asner y Alencar 2010). Las estimaciones de incendios forestales y su monitoreo en los trópicos son todavía un desafío por la alta diversidad de ecosistemas, variabilidad en las condiciones climáticas, múltiples estrategias de manejo y uso del suelo y las complejas interacciones entre éstas (Chen *et al.* 2013, Müller *et al.* 2013).

En Suramérica, el incremento de incendios recientes está asociado con períodos de sequía (Marengo *et al.* 2008b, Malhi *et al.* 2009, Asner y Alencar 2010), en particular en la cuenca del Amazonas donde se ha asociado este aumento con eventos climáticos extremos como El fenómeno del Niño - Oscilación Sur (ENOS) (Ray *et al.* 2005, Aragão *et al.* 2007) o con la Oscilación del Atlántico Norte (Marengo *et al.* 2008a). Los bosques húmedos tropicales de la Amazonía fueron también gravemente afectados durante las sequías de 1997, 1998, 2005, 2007, 2010 y 2015 por grandes incendios, muchos de los cuales se salieron de control desde zonas agrícolas y explotaciones ganaderas (Alencar *et al.* 2004, Aragão *et al.* 2007, Malhi *et al.* 2009, Gatti *et al.* 2014, Aragão *et al.* 2018). El incremento de incendios también ha estado asociado a las interacciones entre la deforestación, ocasionada principalmente para el establecimiento de cultivos, en los que el uso del fuego es la herramienta más efectiva para despejar el suelo (Armenteras *et al.* 2013b).

La región norte de Suramérica y en particular Colombia, Ecuador y Perú, también han sufrido un incremento en la frecuencia y extensión de incendios, aunque han pasado desapercibidos en la literatura. En estos países

los incendios además ocurren en una amplia variedad de regiones geográficas, condiciones sociales, demográficas, económicas y ambientales, para las cuales se requiere un seguimiento minucioso (Armenteras *et al.* 2013a, Armenteras *et al.* 2017b). El objetivo de este trabajo es compilar los avances, analizar los vacíos en el conocimiento de los patrones, dinámicas y causas de los incendios, así como realizar un acercamiento a la ecología e impacto en ecosistemas dependientes, sensibles o influenciados por el fuego en el norte de Suramérica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Recopilación de información y registros de incendios forestales

Se realizó una revisión de literatura publicada y gris (reportes y tesis) en torno al tema de incendios forestales, particularmente aquella con relevancia ecológica para los países de Colombia, Ecuador y Perú, con el fin de identificar los avances obtenidos hasta el presente en esta materia. Para realizar la búsqueda se consultaron la base de datos Scopus y las bases de datos de universidades, en donde se incluyeron todos los años hasta abril del 2018. Adicionalmente, se generó un mapa de densidad de focos activos de fuego durante el periodo 2001-2018 en Colombia, Ecuador y Perú, con el fin de tener una aproximación a la distribución espacio-temporal de los incendios. El mapa se generó con la información de fuegos de la base de datos de detección remota de focos activos de anomalías térmicas del sensor MODIS, descargada a través de FIRMS (Fire Information for Resource Management System), empleando los datos con un nivel de confianza mayor o igual a 30 %. Con esta información se construyó una superficie de densidad para identificar las áreas que presentaron mayores eventos de fuego por unidad de área. El cálculo de densidad de puntos por unidad de área se realizó empleando la herramienta Point Density del software ArcGIS 10.5 con la configuración de parámetros por defecto.

TIPOS DE ECOSISTEMAS SEGÚN SU RELACIÓN CON EL FUEGO

No todos los ecosistemas se relacionan igual con el fuego, desde una perspectiva ecológica algunos se benefician por el fuego y otros se ven gravemente afectados, esta relación varía en cuanto a los regímenes naturales de incendios, y con base en esta se pueden clasificar en ecosistemas sensibles al fuego, dependientes del fuego e independientes del fue-

go (Hardesty *et al.* 2005). Asociando esta clasificación con la de ecorregiones de la WWF (World Wildlife Fund) (Olson *et al.* 2001), podemos categorizar los principales biomas y sus ecosistemas de acuerdo con su relación con el fuego (Fig. 1, Tabla 1).

Partimos del hecho que en los tres países se presenta en mayor proporción el bioma de bosques tropicales húmedos que agrupa entre otros, los bosques basales, subandinos y andinos, incluyendo los ecosistemas de bosques tropicales lluviosos, paramos y bosques de niebla; estos tres ecosistemas se caracterizan por altos valores de humedad durante todo el año, es decir no tienen características intrínsecas para que se dé la ignición y propagación del fuego, por lo cual se pueden considerar ecosistemas independientes del fuego (Shlisky *et al.* 2007). Otros ecosistemas que entran en esta categoría, son aquellos que tienen una baja producción de biomasa a causa del estrés por bajas temperaturas o estrés hídrico, ya que no tienen suficiente fuente de combustible para que el fuego se manifieste como fuerza evolutiva (Shlisky *et al.* 2007), este es el caso de los eco-

sistemas de las zonas áridas como la Guajira colombiana o Nazca y Atacama del Perú.

Dentro de los ecosistemas sensibles al fuego, encontramos todos aquellos que debido a la composición y estructura de la vegetación, así como a las condiciones de humedad, la mayoría de las veces pueden inhibir la ignición y propagación del fuego. En otras palabras, no son muy inflamables, pero esta condición puede cambiar por efecto de cambios en el uso de la tierra, la invasión de pastos y arbustos pirófilos y el cambio climático. Algunos de los ecosistemas sensibles al fuego son los bosques secos, bosques andinos, páramos (subpáramo y páramo propiamente dicho) y el matorral espinoso. Todos estos ecosistemas han sufrido transformaciones a tal punto que presentan procesos extensos de sabanización, paramización, aridización y desertización.

En el caso de páramos y punas, la susceptibilidad a la ocurrencia de fuegos se relaciona con la acumulación de necromasa en macollas y rosetas (hojas muertas). En pára-

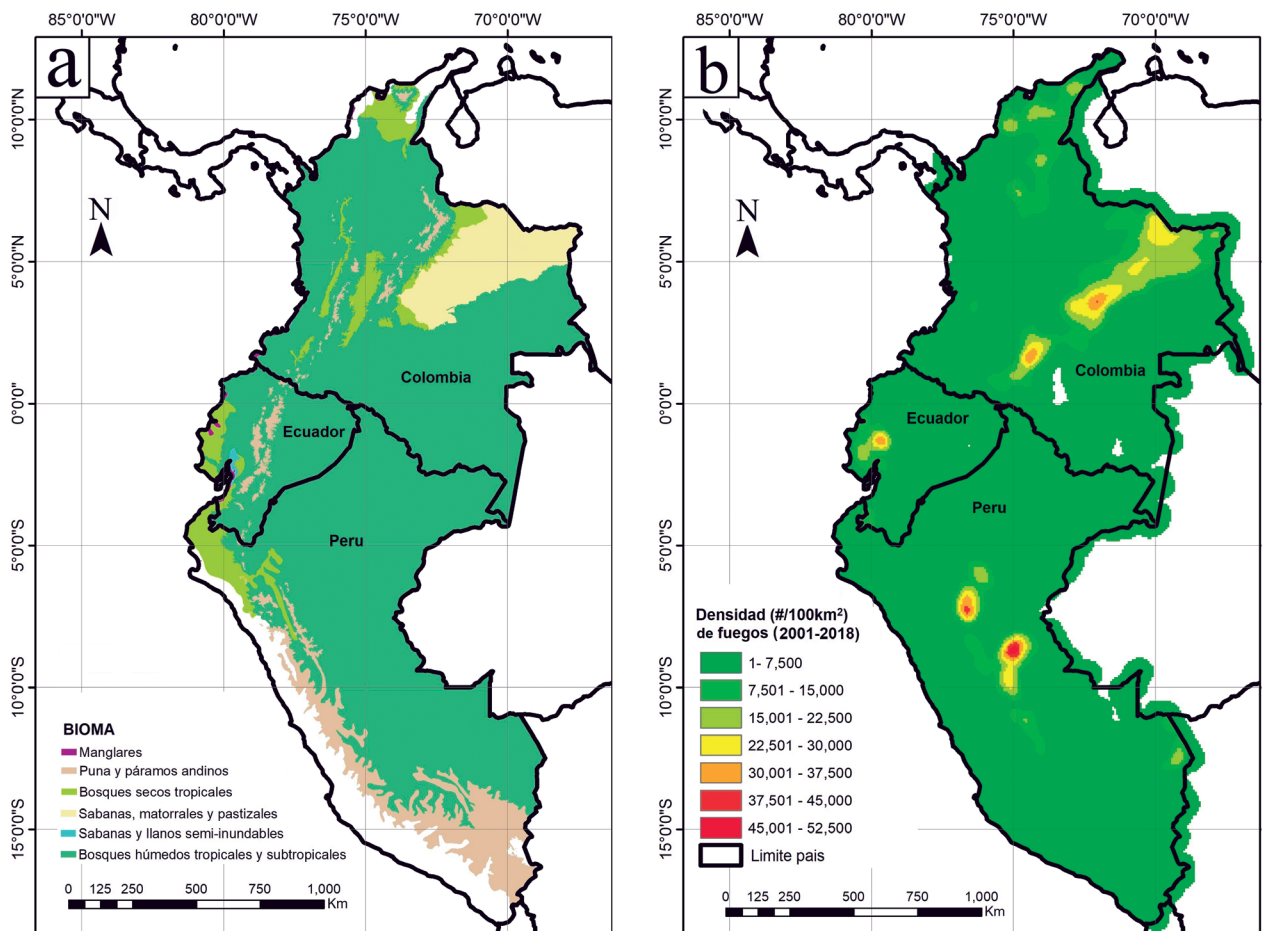


Figura 1. Área de estudio. a. Distribución de biomas en Colombia, Ecuador y Perú; b. densidad de fuegos activos detectados con MODIS para el periodo 2001-2018 (# fuegos/100 km²).

Tabla 1. Focos activos de fuegos (%) y área afectada (%) en los principales biomas en Colombia, Ecuador y Perú.

Bioma	Categoría*	Colombia		Ecuador		Perú	
		Área (%)	Focos (%)	Área (%)	Focos (%)	Área (%)	Focos (%)
Bosques húmedos tropicales y subtropicales	Independiente	83,5	39	83,2	58	72,4	87
Bosques secos tropicales	Sensibles	3,6	11	11	27	2,2	3
Sabanas, matorral y pastizal	Dependiente	11,2	45	0	0	0	0
Sabanas y llanos semi-inundables	Sensibles	0	0	0,5	3	0	0
Puna y páramos andinos	Sensibles	0,5	0	2,9	4	18	4
Matorrales xerofíticos y desérticos	Independiente	0,9	4	1,4	5	7,3	5
Manglares	Independiente	0,3	0	1	2	0,1	0

*Clasificación de sensibilidad al fuego de Hardesty et al. (2005).

mos que no han sido quemados se forma una matriz continua de necromasa entre el frailejón-pajonal y constituye el factor más importante para el desarrollo de fuegos; además, las áreas con densidades altas de frailejones con necromasa en su base favorecen el inicio de los incendios. La más importante fuente de combustible son las hojas muertas, principalmente de *Calamagrostis effusa* Steud. Cerca del 80 % de la fitomasa epigea de las macollas puede consistir en material muerto (Cardoso y Schnetter 1976, Hofstede 1995, Hofstede y Rossenaar 1995). Lo mismo pasa con la puna, en donde se acumula más del doble de biomasa y se dobla la productividad en ausencia del fuego, también en macollas del género *Calamagrostis* (Oliveras et al. 2014). Otro de los factores clave es el bajo contenido de humedad en la vegetación y suelo durante la época seca ya que, en condiciones de sequía extrema, el alto contenido orgánico de los suelos de la puna puede conllevar a la ignición y sustentación de fuegos subterráneos.

Finalmente, encontramos los ecosistemas que han evolucionado con el fuego y por ende se consideran dependientes, en estos ecosistemas las especies han desarrollado adaptaciones que les permiten responder de forma positiva al fuego e incluso facilitar su reproducción, por ende, la vegetación de éstos es inflamable y propensa al fuego. En nuestra área de estudio se encuentran las sabanas naturales de Colombia, ecosistemas de tierras bajas que se caracterizan por una estacionalidad marcada en las precipitaciones y la predominancia de vegetación herbácea, con árboles y arbustos en diferentes densidades de cobertura. Por otro lado, debemos indicar que si bien los páramos han sido incluidos en la categoría de ecosistemas sensibles al fuego, estos también han sido considerados como ecosistemas dependientes del fuego, en los cuales la alteración del régimen de fuego ha afectado la interfase paramo-bosque (Ramsay 2014).

Cabe mencionar que independientemente de la relación del fuego con cada tipo de ecosistema, bajo un contexto de cambio climático, especies invasoras o modificaciones en el uso del suelo, todos los ecosistemas pueden aumentar la probabilidad de que el sistema socioecológico experimente incendios catastróficos (Depietri y Orenstein 2019).

PATRONES Y DINÁMICA DE LOS INCENDIOS

A partir de la información derivada del producto de fuegos activos del satélite MODIS, entre el 2001 y 2018 Colombia, Ecuador y Perú presentaron zonas con mayor densidad de fuegos (Fig. 1). Los promedios de incidencia para los tres países fueron de 26 919 (\pm 8978 desviación estándar-STD), 3486 (\pm 1370 STD) y 13 540 (\pm 5130 STD), respectivamente. Los biomas más afectados en Colombia son las sabanas, herbazales y arbustales tropicales con un 45 % de incendios anuales (Fig. 1), seguidos por los bosques húmedos tropicales (39 %). En el caso de Ecuador y Perú son los bosques húmedos el bioma más afectado (58 % y 87 %, respectivamente), seguidos del bosque seco tropical de Ecuador (27 %) y las zonas xerofíticas y desérticas de Perú (5 %).

Investigaciones a mayores escalas espaciales y temporales analizaron la sincronía de la actividad del fuego mediante modelos regionales que involucraron variables climáticas y físicas de las zonas altas de los Andes tropicales, ubicados en Venezuela, Colombia, Ecuador, Perú y Bolivia (Román-Cuesta et al. 2014). Estos autores encontraron que no hay una relación entre esta perturbación y la elevación; sin embargo, si existe una notoria influencia del clima sobre la actividad del fuego debido a diversas y particulares combinaciones de temperatura y precipitación,

por ejemplo, la actividad del fuego es mayor cuando se dan acumulaciones de combustible (material vegetal) en épocas de lluvia principalmente con precipitaciones superiores al promedio, seguidas de condiciones de altas temperaturas o heladas que favorecen la desecación del combustible.

También se han desarrollado estudios sobre la dinámica espacial y temporal del fuego y su relación con el clima, Román-Cuesta *et al.* (2014), encontraron para la región altoandina tropical que existe cierta periodicidad y una influencia del clima en la actividad del fuego a escala subcontinental -principalmente en Ecuador, Perú y Bolivia-, debido a combinaciones particulares de temperatura y precipitación. Sin embargo, esta periodicidad no se relacionó significativamente con la variabilidad de ENOS, indicando la influencia de otros fenómenos climáticos en la región que influyen en la precipitación, sequías y humedad del combustible.

También se han realizado análisis regionales de la dinámica de incendios y su ocurrencia en relación con la accesibilidad y fragmentación del bosque, Armenteras *et al.* (2017a) encontraron en la parte noroccidental de la cuenca amazónica que la ocurrencia de incendios está determinada por la posición latitudinal, lo que influye en el clima y, por el país en particular. Por otra parte, los autores también reportaron que la accesibilidad dada por carreteras y ríos, así como la fragmentación y el efecto de borde que generan estas, estuvieron fuertemente asociados con la incidencia de incendios. En relación con esta aproximación, Barreto *et al.* (2017) evaluaron cómo se vio afectada la dinámica espacio-temporal de la ocurrencia de incendios en relación con áreas protegidas o de manejo especial, tales como áreas naturales y resguardos indígenas, mostrando que las áreas protegidas brindan una efectividad parcial para la prevención de incendios en comparación con las áreas no protegidas.

A continuación se señalan los avances en investigación de los patrones, dinámica y causas de los incendios en Colombia, Perú y Ecuador.

Colombia

En relación con las investigaciones de la distribución espacial y temporal de los incendios en Colombia, Merino-de-Miguel *et al.* (2011) evaluaron el desarrollo de un algoritmo para la estimación y el mapeo de áreas quemadas a escala regional en el país, que integra un índice espectral jun-

to con datos de focos activos derivados de datos MODIS. Asimismo, González-Alonso *et al.* (2013) desarrollaron y aplicaron un nuevo algoritmo para el mapeo de áreas quemadas en Colombia utilizando en combinación la reflectancia de imágenes de satélite e información de anomalías térmicas detectadas también por los sensores MODIS.

Asociados a los análisis sobre la incidencia del fuego y el uso del suelo en Colombia, Gómez *et al.* (2014) analizaron la relación entre incendios, cultivos de coca, deforestación y aspectos socioeconómicos, encontrando que la mayoría de los cultivos de coca se encuentran en zonas forestales asociadas con fuego, asimismo encontraron una alta correlación entre el fuego y los cultivos ilegales con la deforestación, revelando el potencial de la detección de fuegos de forma remota para predecir posibles ubicaciones de cultivos de coca.

A nivel regional, los primeros reportes con datos satelitales fueron en el 2005, cuando Armenteras *et al.* (2005) señalaron el área quemada y su distribución espacial para sabanas de los Llanos orientales de Colombia, indicando además que en dicha región, los incendios ocurren principalmente en época seca y están fuertemente asociados con la expansión de la frontera agrícola y pecuaria. Romero-Ruiz *et al.* (2010) realizaron un análisis espacialmente explícito de los patrones de incendios en esta misma zona de sabanas de Colombia en relación con factores biofísicos y de gestión como es el tipo de ecosistema, la precipitación y la tenencia de la tierra. Estos autores demostraron que la recurrencia de incendios tiene un patrón espacial definido, en donde se pueden encontrar áreas con altas y bajas tasas de combustión, además de existir una marcada relación con los tipos de ecosistemas, temperatura y precipitación, los cuales determinan la actividad de los incendios.

Para la Orinoquia también se han desarrollado trabajos metodológicos para discriminar áreas afectadas por incendios, en este sentido, Bohórquez *et al.* (2011) realizaron una comparación multitemporal de imágenes satelitales antes y después de un incendio en el Parque Nacional Natural el Tuparro en el departamento del Vichada, con el fin de detectar cambios en áreas quemadas utilizando índices espectrales y estadística espacial y, encontraron que mediante esta metodología es posible discriminar áreas afectadas por incendios, lo cual puede ser de gran utilidad en el monitoreo de los efectos del fuego.

En la región andina colombiana, Amaya y Armenteras (2012) analizaron la incidencia de incendios sobre la vegetación del departamento de Cundinamarca y la ciudad de Bogotá entre los años 2001 y 2010, trabajo en el que se mencionan arreglos geoespaciales definidos; el departamento de Cundinamarca presentó las mayores afectaciones hacia las partes noroccidentales y surorientales, mientras que en Bogotá se encontraron hacia el sur del distrito capital. La vegetación de páramo y subpáramo fue la que mayoritariamente se afectó, principalmente por la cercanía con de áreas de cultivo.

También se han desarrollado varios trabajos sobre la dinámica de incendios en la Amazonía colombiana, en este sentido, Armenteras y Retana (2012) compararon la variabilidad espacio-temporal de la precipitación con la presencia de incendios, analizando además el rol de la población y cultivos en la incidencia y distribución de los mismos. En ese trabajo encontraron que no hay una interacción fuerte entre los eventos climáticos y la incidencia de incendios, y que los incendios provocados por épocas de sequía no ocurren por igual en toda la Amazonía, además las zonas menos húmedas tuvieron mayor afectación. También encontraron que la ocurrencia de incendios en la región está fuertemente influenciada por factores socioeconómicos, como la expansión de la frontera agrícola. Para esta región también se han estudiado las interacciones entre la deforestación, el uso del fuego y el establecimiento de cultivos. Armenteras *et al.* (2013b) analizaron los cambios en el uso del suelo para un periodo de nueve años e identificaron las interacciones entre el uso del fuego, los cultivos ilícitos y el establecimiento de pastos, y su impacto en la pérdida de bosques en la región. Esta investigación estableció que la deforestación en la región es debida principalmente a la tala de bosques para pastizales, pero también es un proceso complejo que involucra varios usos de la tierra que emplean el fuego, como es el caso del establecimiento de cultivos ilícitos.

En el caso del Caribe Colombiano, entre los trabajos más recientes se encuentran la búsqueda de patrones de incidencia de fuego entre los años 2003 y 2015, en donde se determinaron las condiciones biofísicas y antropogénicas relacionadas con la ocurrencia de incendios en esta región (Hoyos *et al.* 2017). Se reporta que este tipo de perturbaciones están fuertemente afectadas por la interacción entre los factores biofísicos, como la variabilidad en la precipitación y cambios de temperatura, como también

por factores antropogénicos como la distancia a poblados y vías, y cambios en la cobertura vegetal o usos del suelo (Hoyos *et al.* 2017).

Perú y Ecuador

En los Andes tropicales peruanos, en los distritos de Cusco, Ayacucho y Puno, se han evaluado los patrones espaciales y temporales de los incendios, el tipo de vegetación afectada y la relación de esta perturbación con las alteraciones en la precipitación, así como las emisiones de carbono asociadas a la quema de biomasa durante 12 años, usando herramientas de teledetección como imágenes satelitales e información de anomalías térmicas (Oliveras *et al.* 2014). En esta región de Perú la mayoría de los incendios ocurrieron durante la época seca, revelando que el clima es el principal impulsor del régimen de fuego; con respecto a la frecuencia, el intervalo estimado de retorno del fuego es 37 años para pastizales y 65 años para bosques, además las mayores emisiones de carbono fueron debidas principalmente a la quema de biomasa en áreas boscosas (Oliveras *et al.* 2014).

Columba *et al.* (2016), utilizaron índices espectrales en un análisis multitemporal de 1991 a 2012 para identificar la pérdida de vegetación por incendios forestales en el Distrito Metropolitano de Quito, encontrando que las zonas administrativas La Delicia, Eloy Alfaro y Tumbaco son las que presentan mayor recurrencia de incendios forestales, y que la mayor afectación por incendio forestales se produjo en el año 2009.

EFFECTOS DEL FUEGO

Efectos del fuego sobre el aire y emisiones: Son pocos los avances en investigación en los tres países del efecto de los incendios en el aire, pero existen estudios que ayudan a entender un poco esta dinámica. Anaya (2009) analizó la distribución espacial y temporal del área quemada y las emisiones de gases de efecto invernadero producidas por las quemaduras de biomasa en Colombia para el periodo 2001 a 2006, con información de datos de campo de carga de combustible y el uso de información satelital, encontrando que las emisiones por biomasa quemada representan la mayor fuente de gases de efecto invernadero del país y proceden en su mayoría de la Orinoquia y el Caribe.

Aproximaciones sobre las emisiones de gases producidas por los incendios también se han llevado a cabo en Colombia,

Chacón (2015) por ejemplo evaluó los impactos de los incendios forestales en la calidad del aire de las ciudades colombianas de Bogotá, Medellín y Bucaramanga, encontrando que hay una relación clara entre el número de incendios forestales y las concentraciones de material particulado PM₁₀ y PM_{2.5} registradas en las tres ciudades. Por su lado, Prieto (2017), analizó la concentración de los gases NO₂, SO₂, CO y O₃ en Bogotá encontrando que los incendios forestales aumentan considerablemente la concentración de estos en la ciudad, y que las trayectorias de masas de aire tienen gran influencia de la zona de la Orinoquia, Venezuela y del océano atlántico. Ramírez (2016), monitoreó en Bogotá el Brown Carbón que es el material particulado proveniente de la quema de biomasa y encontró que los incendios forestales aumentan sus concentraciones significativamente, lo cual ocasiona efectos adversos en la salud de la ciudadanía expuesta.

Efectos del fuego sobre suelos: Los primeros estudios sobre fuegos y su efecto en los suelos aparecen en la década de los ochenta del siglo XX cuando se analizaron los cambios en la comunidad edafofaunística en suelos de sabanas del Vichada (Colombia) afectados por quemas. El fuego no solo impacta la vegetación sino también a las comunidades edáficas, de manera tal que se pueden ver alteradas en su composición, densidad y diversidad (Chamorro y Soto 1987).

Otros estudios, que han analizado el efecto del fuego en los microorganismos asociados al suelo, han reportado efectos negativos en la abundancia y en la fijación de nitrógeno y fósforo de grupos funcionales bacterianos, inclusive hasta nueve meses después de la ocurrencia de la perturbación (Sáenz Meneses 2006), debido a las altas temperaturas en el suelo durante el incendio, a la reducción en la calidad del sustrato, a cambios en el pH y a factores microclimáticos post fuego. En el 2006, Sáenz Meneses también evaluó el efecto de los incendios forestales sobre grupos funcionales bacterianos edáficos fijadores de nitrógeno libres (BFN) y solubilizadores de fósforo (BSF) en plantaciones de *Eucalyptus cinerea* F. Muell. ex Benth., encontrando que en las áreas afectadas por fuegos hay una disminución significativa de la abundancia de estos grupos, así como un descenso en la actividad fijadora de nitrógeno, que se da por el aumento en el pH y la disminución en los parámetros de humedad, materia orgánica y densidad aparente.

Otros estudios han diagnosticado microbiológicamente los suelos en páramos afectados por incendios forestales hasta 12 meses después de ocurrida la perturbación (Beltrán-Pineda y Lizarazo-Forero 2013), encontrando que las comunidades de bacterias involucradas en la fijación de nitrógeno tenían densidades similares a las que se encuentran en suelos sin afectación por fuego, mientras que para bacterias proteolíticas y solubilizadoras de fosfato, el fuego puede tener un efecto nocivo (Beltrán-Pineda y Lizarazo-Forero 2013).

En relación con otros organismos en el suelo, Tovar (2017), evaluó la diversidad funcional fúngica después de un incendio en bosques secos tropicales (Huila, Colombia), encontrando que los hongos filamentosos, los cuales tienen la función de generar agregados, degradar sustratos y participan en el ciclaje de nutrientes, estarían participando activamente en procesos de resiliencia de los suelos afectados por incendios en bosque seco tropical.

Estudios recientes de efecto de la dinámica del fuego sobre el contenido del carbono orgánico del suelo en la transición sabana/bosques de galería de la Orinoquia Colombiana (Sánchez y Armenteras 2017), muestran que seis meses después de una quema hay menores valores de carbono orgánico en las áreas de borde del bosque, resaltando la importancia de esta zona de transición para la conservación de nutrientes y ciclo de carbono.

En zonas altoandinas se ha encontrado que los suelos contienen altos niveles de materia orgánica (Román-Cuesta *et al.* 2011) y son susceptibles a los fuegos, especialmente en periodos de alta sequía donde pueden presentar ignición y propagación de fuegos subterráneos (Pastor *et al.* 2017), causando enormes pérdidas de carbono en el suelo (Román-Cuesta *et al.* 2011, Oliveras *et al.* 2017).

En la región andina también se ha demostrado que los incendios afectan las propiedades del suelo, incrementando los valores de pH y bases intercambiables (Beltrán-Pineda y Lizarazo-Forero 2013), sobre todo en las zonas de páramo donde suceden quemas que generan una disminución en la concentración de nutrientes en los suelos y pérdida de materia orgánica (Camargo *et al.* 2012).

No obstante, todavía no es claro hasta qué punto los cambios asociados a incendios hacen que los suelos dejen de ser resilientes. Por ejemplo, en un análisis reciente del impacto de la gestión del uso de suelo y sus afectaciones

en las reservas de carbono en pastizales de montaña en Perú, específicamente en el Parque Nacional del Manu, se muestra que los fuegos cambian la distribución y reducen la proporción del carbono en el suelo, pero que los pastizales son resilientes a esta pérdida (Oliver et al. 2017).

DINÁMICA DE POBLACIONES, SUCESIÓN Y REGENERACIÓN POST INCENDIO

Hacia los años 2000 empezaron a publicarse estudios del efecto del fuego sobre la dinámica de poblaciones afectadas por incendios, sobre sucesión, regeneración (Vargas-Ríos et al. 2001) y diversidad de la vegetación (Premauer y Vargas 2004), así como rasgos de historia de vida de la vegetación (Cárdenas-Arévalo y Vargas-Ríos 2008) y del banco de semillas. Muchos de estos realizados en ecosistemas de páramo (Cárdenas et al. 2002).

Para bosques alto andinos de Colombia afectados por incendios forestales, se ha observado que el fuego ha sido un factor determinante para moldear fitofisionomías de porte bajo dominadas por gramíneas y helechos, entre los que se encuentran el helecho *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, y las hierbas *Hypoxis decumbens* L. y *Andropogon bicornis* L. (Fernández-Méndez et al. 2016); además se ha reportado que los fuegos favorecen la expansión de especies invasoras como el *Ulex europaeus* L. (Barrera et al. 2002, Barrera 2011). Estas fisionomías constituyen un agente tensionante que afecta la regeneración natural de los bosques y que además contribuyen al aumento de la flamabilidad de la comunidad, pues tienen atributos que las hacen susceptibles a la promoción de incendios (Rees y Hill 2001, Fernández-Méndez et al. 2016).

En el caso de los incendios en ecosistemas de páramo, las quemaduras asociadas al pastoreo son uno de los factores que influyen en mayor medida en la composición y la estructura de la vegetación en estos ecosistemas (Premauer y Vargas 2004). El fuego, en sinergia con el pastoreo, tiene un fuerte impacto a nivel poblacional sobre la mortalidad de individuos en determinadas clases de edades de frailejones (*Espeletia* spp.) (Verweij y Kok 1992, Premauer y Vargas 2004). Las plántulas y los juveniles de muchas especies se ven seriamente afectadas por el pisoteo del ganado, ocasionando un sistema abierto, con suelo expuesto, con bajo contenido de materia orgánica y reducción de la capacidad de retención de agua. Esto hace que los páramos se vuelvan cada vez más sensibles al pisoteo

y que los procesos de recolonización natural se vean afectados (Hofstede y Rossenaar et al. 1995). Por otro lado, Vargas-Ríos et al. (2001) reportaron un cambio en la frecuencia del régimen natural de fuegos pasando de una frecuencia baja, cada 50 años aproximadamente, a una frecuencia más alta, cada 1 o 2 años. Es así como los páramos se convierten en ecosistemas frágiles que pierden la capacidad de regeneración a causa de la alteración por fuegos, llevándolo a estados sucesionales desviados (Vargas-Ríos et al. 2001).

En lugares muy disturbados por quemaduras recurrentes y pastoreo intensivo, los estratos arbustivo y herbáceo son eliminados, reduciendo la cobertura de especies características, como las macollas. Así mismo disminuyen las especies perennes en comparación con las anuales, lo cual ha sido reportado por Hofstede (1995) y Verweij y Kok (1992) en el páramo. En el páramo de Chingaza, cordillera oriental colombiana, Cárdenas et al. (2002) encontraron que la perturbación por quema y el pastoreo elimina los estratos arbustivo y herbáceo afectando principalmente a las especies dominantes que los conforman como *Chusquea tessellata* Munro, reduciendo también la cobertura de macollas y quedando la vegetación reducida a una alfombra de pastos cortos y hierbas rasantes, especialmente dicotiledoneas, capaces de tolerar el pisoteo continuo y el ramoneo, con una extensa cobertura y proporción de biomasa viva, follaje especialmente. Estos resultados son similares a los reportados por Hofstede (1995) y Hofstede y Rossenaar (1995). Por otro lado, se ha encontrado que en regímenes moderados de estas perturbaciones la productividad total de la vegetación puede ser mayor, en comparación con la vegetación no disturbada (Hofstede 1995, Hofstede y Rossenaar 1995).

No obstante, en los páramos, en ausencia de quemaduras, las plantas de *Espeletia* tienen una mortalidad menor y esta aumenta a medida que aumenta la intensidad del fuego, cuando se presentan fuegos muy intensos se ven afectados los tejidos fundamentales y las plantas mueren, sin embargo, a bajas intensidades se presenta una mortalidad tardía, probablemente debida a la pérdida de hojas aislantes en el tallo, aumentando la susceptibilidad por congelación (Ramsay 2014, Zomer y Ramsay 2018).

El fuego es una perturbación que afecta también ecosistemas de bosques nublados, en Perú y debido a su cercanía a herbazales altamente inflamables como la puna y el páramo, así como a zonas destinadas para usos antrópicos,

muchos incendios se propagan hacia los bosques, afectando la vegetación, los suelos y las reservas de carbono (Román-Cuesta *et al.* 2011). Existen diferencias en la biomasa de árboles y raíces vivas, así como de biomasa en descomposición después de que ocurre un incendio (Román-Cuesta *et al.* 2011, Oliveras *et al.* 2014). El suelo orgánico, hojarasca o necromasa, es el reservorio de carbono que más se ve afectado después de ocurrido el incendio, contribuyendo aproximadamente a un 52 % de las emisiones regionales de carbono, seguido por la biomasa en descomposición, madera muerta. La biomasa viva también se ve afectada por el fuego, sin embargo, algunas especies muestran resistencia a la perturbación, e incluso se da un proceso de rebrote que disminuye las emisiones de carbono por biomasa quemada (Román-Cuesta *et al.* 2011). Los incendios alteran la estructura, la composición y los rasgos de tolerancia al fuego de la vegetación en ecosistemas Andinos de bosque nublado. En un estudio realizado en el sureste de Perú (Cusco) la regeneración post fuego puede tomar más de 15 años para algunas especies de árboles, por otra parte, aproximadamente el 45 % de las especies toleraron la perturbación y sobrevivieron (Oliveras *et al.* 2014).

De los Andes peruanos también se tiene información sobre la recuperación de ecosistemas naturales, por ejemplo boscosos, después de un incendio, por medio del análisis de una cronosecuencia de 28 años, en la que se evaluó como la diversidad, la estructura de la vegetación y las reservas de carbono se recuperan después del fuego (Oliveras *et al.* 2017), encontrando que efectivamente después de sucedido un incendio ocurre una pérdida de las reservas de carbono y se ve alterada la diversidad, pero éstas se van recuperando gradualmente, debido posiblemente a la presencia de especies que toleran el fuego, tendiendo hacia una estructura de bosque primario, con una composición de especies diferentes a las zonas que no sufrieron alteración (Oliveras *et al.* 2017).

En la puna altoandina de Perú se ha observado que la dinámica de la productividad de este ecosistema es rápida y se recupera velozmente después del fuego (Oliveras *et al.* 2014), No obstante, cuando se observa con detenimiento el efecto del ganado y el fuego combinados, las reservas de carbono en la biomasa aérea de los ecosistemas afectados se mantienen más bajas que los ecosistemas de puna sin afectación por perturbaciones (Oliveras *et al.* 2014).

En la década actual también se han desarrollado estudios que buscan aportar herramientas para el manejo o la

restauración ecológica en ecosistemas o áreas afectadas por fuegos. En este sentido, Bedoya (2014) estudió la auto-organización de comunidades vegetales de páramo luego de una perturbación por fuego con el fin de generar estrategias para la restauración, encontrando que formas de vida como las macollas y rosetas son más tolerantes al fuego gracias a sus sistemas radiculares y su rápida capacidad de regeneración, mientras que las plantas semileñosas y herbáceas perennes son las que menor tolerancia presentaron a causa del sistema de raíces.

También se han desarrollado estudios demográficos de la especie *Puya hamata* L.B.Sm. (García-Meneses y Ramsay 2014) como indicador de fuegos recientes y su impacto en los ecosistemas de páramo fronterizos entre Ecuador y Colombia. La mortalidad de esta especie solo se da en eventos de fuego de media y alta intensidad, mientras que, en fuegos de baja intensidad, todas las plantas sobreviven.

La mayoría de estudios sobre la dinámica de comunidades y poblaciones post fuego, se concentra en la vegetación, pero Koenen y Koenen (2000), estudiaron los efectos del fuego sobre la riqueza de especies y abundancia de aves en paramos de Ecuador, encontrando que la abundancia relativa aumenta con el tiempo después del incendio para la mitad de las especies, señalando que los incendios pueden favorecer la riqueza de especies de aves a escala regional por los mosaicos generados después de la perturbación (Koenen y Koenen 2000).

■ FUEGOS Y GESTIÓN

Es preponderante estudiar la efectividad de las figuras existentes en el manejo especial del territorio como son las áreas protegidas y los resguardos indígenas, ya que indican de qué forma los diferentes tipos de manejo actúan como barrera contra incendios (Armenteras *et al.* 2009). No obstante, existen estudios en Colombia que muestran que la fragmentación en la Amazonía no solo aumenta la ocurrencia y la intensidad de incendios sino que existe un efecto de borde a gran escala, en el cual los incendios más intensos y la mayoría de ellos ocurren cerca del borde de los fragmentos, independientemente del tipo de gestión del territorio (Armenteras *et al.* 2013b). Sin duda, de acuerdo con lo encontrado en la Amazonia, el tipo de manejo del territorio afecta la ocurrencia de incendios, y en el caso de las áreas protegidas y los resguardos indígenas, ambos presentan bajas densidades de fuego, en comparación

con áreas sin ninguna categoría de protección o con permisos de aprovechamiento (Armenteras et al. 2013a).

Un aspecto asociado a la gestión es la zonificación de amenazas e identificación de riesgos por incendios; para algunas zonas en Colombia se hace énfasis en el establecimiento

de áreas prioritarias para la gestión de riesgos por esta perturbación (Coral y Chamorro 2016, Forero 2016, Herrera 2016). En términos de investigación en gestión del territorio asociados a fuegos, también se ha avanzado en la implementación de sensores remotos y en el estudio de incendios en la vegetación para predecir procesos como la

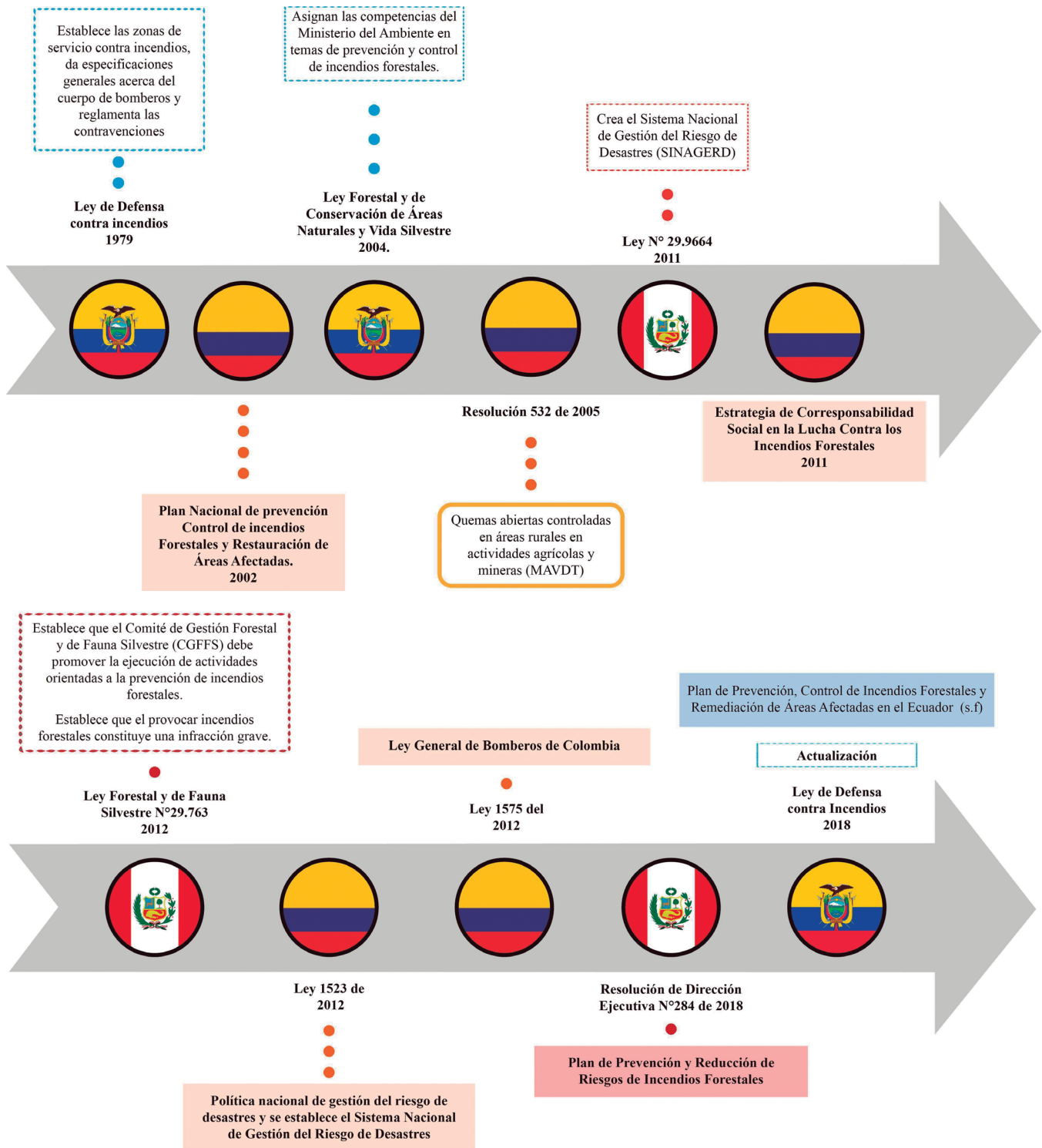


Figura 2. Secuencia histórica de las iniciativas gubernamentales para el manejo del fuego en los países de estudio.

deforestación en Colombia y ofrecer mejores herramientas a los tomadores de decisiones (Armenteras *et al.* 2017b).

En relación con el manejo del fuego, se identificó que los tres países contemplan el fuego como una amenaza por lo cual su gestión se hace solo desde la supresión, siendo prohibida la quema en cualquier ecosistema natural, aun cuando hay investigaciones que señalan que se debe contemplar la posible respuesta positiva de algunos ecosistemas al fuego.

Por ejemplo, análisis de los incendios en ecosistemas de humedales de Perú han encontrado que no hay un manejo y seguimiento adecuado de estos eventos, y que no se sabe si el fuego tiene o no un impacto positivo sobre este ecosistema (Fig. 2), por lo cual tampoco se sabe si hay que enfocar el manejo solo en el control de incendios o si por el contrario, el fuego debe formar parte de los planes de gestión (Aponte *et al.* 2015). Así mismo, en ecosistemas de pastizales naturales en el Perú, se ha hallado que posiblemente la comunidad de artrópodos a coevolucionado con el fuego, desarrollando respuestas adaptativas, haciendo que sus poblaciones dependen de la quema (Castañeda *et al.* 2007), por lo cual acciones de supresión pueden afectar no sólo comunidades de artrópodos sino en general otros grupos de fauna que tienen una relación estrechamente relacionada con el fuego.

En ecosistemas de páramo ha sido más conflictiva la posición frente al manejo del fuego, ya que se ha cuestionado la efectividad de la gestión en la protección de la biodiversidad ante los incendios dadas las elevadas cifras de zonas afectadas por fuego dentro de los límites de las áreas protegidas (Borrelli *et al.* 2015), pero por otro lado, se ha mostrado que los incendios pueden tener un rol en el mantenimiento de la diversidad y riqueza de especies en este ecosistema, por lo cual la supresión de fuegos puede no ser beneficiosa para la vegetación de páramo (Keating 2007). Igualmente, dentro de los efectos negativos que se han registrado por la supresión de incendios de páramos de Ecuador y que por ende no la hacen una opción viable de manejo, se encuentra la invasión de vegetación leñosa, situación que pone en riesgo la alta diversidad y endemismo de estos ecosistemas (Matson y Bart 2013); así como la acumulación de altas cargas de combustible que generan incendios atípicos de mayor intensidad y extensión (Keating 2007).

CONSIDERACIONES FINALES

En países como Colombia, Ecuador y Perú, es importante identificar como las actividades humanas y el cambio

climático están influenciando procesos como los incendios, los cuales impactan de manera severa la estructura, composición e integridad de los bosques, la diversidad local y el clima global. Esta revisión muestra cómo se ha avanzado en el conocimiento del fuego en esta región, principalmente en el reconocimiento de los patrones espaciales y temporales de los incendios, el tipo de vegetación afectada y la relación de los fuegos con las actividades humanas. Sin embargo, se evidenció que los estudios de patrones espaciales y temporales se concentran en Colombia, así mismo que Perú y Ecuador han centrado su investigación en las dinámicas del fuego en ecosistemas de páramo. Se identifican aun vacíos de información que impiden el diseño apropiado de estrategias de conservación que involucren el rol del fuego en los diferentes ecosistemas, por lo tanto, relacionamos a continuación los temas específicos que consideramos deben ser abordados en investigaciones futuras.

En primer lugar, el avance del conocimiento tecnológico en las herramientas de teledetección y en los sistemas de información geográfica, ha permitido reconocer un aumento de la incidencia de fuegos en ecosistemas sensibles o independientes al fuego; y aunque se reconoce que la relación natural con el fuego es variable según el tipo de ecosistema, aún no se han identificado con claridad los regímenes naturales del fuego, lo cual impide determinar hasta qué punto los eventos de incendios presentan alteraciones por las actividades antrópicas y el cambio climático. Así mismo, no se tiene claridad sobre el cambio del régimen del fuego en ecosistemas dependientes del fuego, ni hay conocimiento del rol del fuego en las áreas de transición entre ecosistemas sensibles al fuego y dependientes del fuego, como es el caso de la transición sabanas-bosques de galería.

Asociadas a procesos de restauración de áreas afectadas por fuego, hay investigaciones en ecosistemas de páramo, pero faltan estudios sobre las dinámicas sucesionales postquema de otros ecosistemas principalmente de aquellos sensibles al fuego, igualmente se requiere profundizar en el conocimiento de estrategias de rehabilitación, recuperación y restauración aplicables a diferentes tipos de ecosistemas afectados por fuego.

Por otro lado, aunque no se hayan cuantificado las alteraciones del régimen del fuego, se ha identificado que éstas han generado cambios en la composición de especies y estructura de los ecosistemas, cambios que traen consecuencias inciertas para la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos. En este sentido, se hace necesario profundizar en estudios ecológicos del

impacto del fuego a nivel multiescalar, multiorganizacional y multitemporal. A nivel multiescalar, se ha avanzado en el conocimiento de la relación del fuego con los procesos de deforestación y fragmentación, pero se requiere conocer con más detalle la interacción de los incendios con los procesos de degradación o recuperación de los ecosistemas. A nivel multiorganizacional, se evidencia que los estudios se han enfocado principalmente en la respuesta de comunidades de plantas, pero no hay avances significativos en la respuesta de poblaciones de fauna ni en la respuesta funcional de diferentes especies de plantas, por lo cual consideramos estas dos últimas áreas son puntos críticos que requieren avances de investigación en toda la región.

Considerando la dinámica de los ecosistemas y los múltiples factores que intervienen en ella, insistimos en la necesidad de promover investigaciones post-fuego que abarquen mayores escalas temporales para caracterizar de forma más precisa la dinámica del fuego y sus impactos negativos o positivos en los ecosistemas.

Este artículo no incluye las investigaciones tecnológicas para la detección y monitoreo de incendios forestales en los tres países, pero si consideramos fundamental articular el conocimiento científico en diferentes disciplinas, de tal forma que se puedan generar avances conjuntos que permitan detectar, controlar y evaluar los impactos generados por los incendios forestales.

Finalmente, en aras de generar conocimiento para la gestión y manejo territorial, más allá del estudio de los impactos ecológicos y las respuestas ecológicas, también se debe centrar la atención en la comprensión de como los factores de tenencia de la tierra y toma de decisiones individuales y sectoriales inciden sobre la ocurrencia de incendios, el análisis de la efectividad de políticas nacionales sobre la prevención y control de incendios, así como de las estrategias de manejo implementadas para la gestión de incendios en áreas con diferentes figuras de gestión.

PARTICIPACIÓN DE AUTORES

DA y TMG concepción, diseño, toma de datos, análisis, y escritura del documento; OVR diseño y escritura del documento; MM y IO toma de datos, análisis y escritura del documento.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen conflicto de intereses.

LITERATURA CITADA

- Alencar AA, Solórzano LA, Nepstad DC. 2004. Modeling forest understory fires in an Eastern Amazonian landscape. *Ecol. Appl.* 14(sp4):139–149. doi: <https://doi.org/10.1890/01-6029>.
- Amaya D, Armenteras D. 2012. Incidencia de incendios sobre la vegetación de Cundinamarca y Bogotá D.C. (Colombia), entre 2001 y 2010. *Acta biol. Colomb.* 17:143–158.
- Anaya JA. 2009. Estimación mensual de emisiones por biomasa quemada para Colombia basado en imágenes de satélite. [Tesis]. [Madrid]: Universidad de Alcalá.
- Aponte H, Ramírez W, Lértora G, Vargas R, Hil F, Carazas N, Livia R. 2015. Incendios en los humedales de la costa central del Perú: ¿una amenaza frecuente? *Científica* 12(1):70–81.
- Aragão LEOC, Malhi Y, Roman-Cuesta Rosa M, Saatchi S, Anderson LO, Shimabukuro YE. 2007. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. *Geophys. Res. Lett.* 34(7):L07701. doi: <https://doi.org/10.1029/2006GL028946>.
- Aragão LEOC, Anderson LO, Fonseca MG, Rosan TM, Vedovato LB, Wagner FH, Silva CVJ, Silva Junior CHL, Arai E, Aguiar AP, Barlow J, Berenguer E, Deeter MN, Domingues LG, Gatti L, Gloor M, Malhi Y, Marengo JA, Miller JB, Phillips OL, Saatchi S. 2018. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nat. Commun.* 9(1):536. doi: <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02771-y>.
- Armenteras D, Romero M, Galindo G. 2005. Vegetation fire in the savannas of the Llanos orientales of Colombia. *World Resour. Rev.* 17(4):628–647.
- Armenteras D, González-Alonso F, Franco C. 2009. Distribución geográfica y temporal de incendios en Colombia utilizando datos de anomalías térmicas. *Caldasia* 31(2):303–318.
- Armenteras D, Retana J, Molowny R, Roman RM, Gonzalez F, Morales M. 2011. Characterising fire spatial pattern interactions with climate and vegetation in Colombia. *Agric. For. Meteorol.* 151(3):279–289. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agrfor-met.2010.11.002>.
- Armenteras D, Retana J. 2012. Dynamics, patterns and causes of fires in Northwestern Amazonia. *PLoS One.* 7(4):e35288. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035288>.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Universidad Nacional de Colombia y a la financiación proporcionada por USAID – Partnerships for Enhanced Engagement in Research (PEER) y The National Academies of Science, proyecto Degradation of Tropical Forests in Colombia: Impacts of fire (NAS Subaward Letter No 2000007526). Asimismo, damos las gracias al estudiante Henry Rumbo quien ayudó en la búsqueda de la literatura.

- Armenteras D, González TM, Retana J. 2013a. Forest fragmentation and edge influence on fire occurrence and intensity under different management types in Amazon forests. *Biol. Conserv.* 159:73–79. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.026>.
- Armenteras D, Rodríguez N, Retana J. 2013b. Landscape Dynamics in Northwestern Amazonia: An Assessment of Pastures, Fire and Illicit Crops as Drivers of Tropical Deforestation. *PLoS One.* 8(1):e54310. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0054310>.
- Armenteras D, Barreto JS, Tabor K, Molowny-Horas R, Retana J. 2017a. Changing patterns of fire occurrence in proximity to forest edges, roads and rivers between NW Amazonian countries. *Biogeosciences* 14(11):2755–2765. doi: <https://doi.org/10.5194/bg-14-2755-2017>.
- Armenteras D, Gibbes C, Anaya JA, Dávalos LM. 2017b. Integrating remotely sensed fires for predicting deforestation for REDD+. *Ecol. Appl.* 27(4):1294–1304. doi: <https://doi.org/10.1002/eap.1522>.
- Asner GP, Alencar A. 2010. Drought impacts on the Amazon forest: the remote sensing perspective. *New Phytol.* 187(3):569–578. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03310.x>.
- Barrera J, Ríos H, Pinzón C. 2002. Planteamiento de la propuesta de restauración ecológica de áreas afectadas por el fuego y/o invadidas por el retamo espinoso (*Ulex europaeus* L) en los cerros de Bogotá D.C. Pérez Arbelaeza. 6(13):55–71.
- Barrera-C. JI. 2011. Restauración ecológica de bosques altoandinos sometidos a presión antrópica: de lo teórico a lo posible. [Tesis]. [Barcelona]: Universitat Autònoma de Barcelona.
- Barreto JS, González TM, Armenteras D. 2017. Dinámica espacio temporal de ocurrencia de incendios en zonas con diferentes tipos de manejo en el noroeste de la amazonia: ¿barrera efectiva? *Rev. Fac. Ciencias Básicas* 13(1):19–25.
- Bedoya JI. 2014. La auto-organización de comunidades vegetales de páramo luego de un disturbio por fuego: una herramienta para la restauración ecológica. [Tesis]. [Pereira]: Universidad Tecnológica de Pereira.
- Beltrán-Pineda ME, Lizarazo-Forero LM. 2013. Grupos Funcionales de Microorganismos en Suelos de Páramo Perturbados por Incendios Forestales. *Rev. Ciencias* 17(2):121–136. doi: <https://doi.org/10.25100/rc.v17i2.490>.
- Bohórquez L, Gómez I, Santa F. 2011. Methodology for the discrimination of areas affected by forest fires using satellite images and spatial statistics. *Procedia Environ. Sci.* 7:389–394. doi: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.07.067>.
- Borrelli P, Armenteras D, Panagos P, Modugno S, Schütt B. 2015. The Implications of Fire Management in the Andean Paramo: A Preliminary Assessment Using Satellite Remote Sensing. *Remote Sens.* 7(9):11061–11082. doi: <https://doi.org/10.3390/rs70911061>.
- Bustamante MMC, Roitman I, Aide TM, Alencar A, Anderson LO, Aragão L, Asner GP, Barlow J, Berenguer E, Chambers J, Costa MH, Fanin T, Ferreira LG, Ferreira J, Keller M, Magnusson WE, Morales-Barquero L, Morton D, Ometto JPHB, Palace M, Peres CA, Silvério D, Trumbore S, Vieira ICG. 2016. Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. *Glob. Chang. Biol.* 22(1):92–109. doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.13087>.
- Camargo JC, Dossman MÁ, Rodríguez JA, Arias LM, Galvis-Quintero JH. 2012. Cambios en las propiedades del suelo, posteriores a un incendio en el parque nacional natural de Los Nevados, Colombia. *Acta Agron.* 61(2):151–165.
- Cárdenas-Arévalo G, Vargas-Ríos O. 2008. Rasgos de historia de vida de especies en una comunidad vegetal alterada en un páramo húmedo (Parque Nacional Natural Chingaza). *Caldasia* 30(2):245–264.
- Cardenas C, Posada-Vergara C, Vargas O. 2002. Banco de semillas germinable de una comunidad vegetal de páramo húmedo sometida a quema y pastoreo (Parque Nacional Natural Chingaza, Colombia). *Ecotropicos* 15(1):51–60.
- Cardoso H, Schenetter ML. 1976. Estudios ecológicos en el páramo de Cruz Verde, Colombia. III. La biomasa de tres asociaciones vegetales y la productividad de *Calamagrostis effusa* (H.B.K.) Steud y *Paepallanthus columbiensis* Ruhl. en comparación con la concentración de clorofila. *Caldasia* 11(54):69–83.
- Castañeda L, Córdova G, Arellano G, Sánchez E. 2007. Efecto de una quema controlada en los artrópodos epigeos de pasturas en la sais Túpac Amaru, Junín – Perú. *Ecol. Apl.* 6(1–2):47–58. doi: <https://doi.org/10.21704/rea.v6i1-2.340>.
- Chacón Rivera LM. 2015. Efecto de los Incendios forestales sobre la calidad del aire en dos ciudades colombianas. [Tesis]. [Bogotá]: Universidad Nacional de Colombia.
- Chamorro C, Soto LH. 1987. Cambios en la Comunidad Macrofaunística en Suelos del Vichada (Quartzipsammentic Haplustox) Afectados por las Quemadas. *Acta Biol. Colomb.* 1(3):11–23.
- Chen Y, Morton DC, Jin Y, Collatz GJ, Kasibhatla PS, van der Werf GR, DeFries RS, Randerson JT. 2013. Long-term trends and interannual variability of forest, savanna and agricultural fires in South America. *Carbon Manag.* 4(6):617–638. doi: <https://doi.org/10.4155/cmt.13.61>.
- Chia EK, Bassett M, Leonard SWJ, Holland GJ, Ritchie EG, Clarke MF, Bennett AF. 2016. Effects of the fire regime on mammal occurrence after wildfire: Site effects vs landscape context in fire-prone forests. *For. Ecol. Manage.* 363:130–139. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.008>.
- Cochrane MA. 2009. *Tropical Fire Ecology. Climate Change, Land Use, and Ecosystem Dynamics.* Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Columba M, Quiselema W, Padilla O, Toulkeridis T. 2016. Identificación de zonas de recurrencia de incendios forestales mediante análisis multitemporal y aplicación de índices espectrales, en el Distrito Metropolitano de Quito. *Revista de Ciencias de Seguridad y Defensa.* 1(3):7–13.
- Coral FR, Chamorro JP. 2016. Zonificación de amenaza a incendios forestales en el departamento del Cauca. [Tesis]. [Manizales]: Universidad de Manizales.
- Depietri Y, Orenstein DE. 2019. Fire-Regulating Services and Disservices With an Application to the Haifa-Carmel Region in Israel. *Front. Environ. Sci.* 7(107):1–14. doi: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00107>.

- Fernández-Méndez F, Velasco-Salcedo VM, Guerrero-Contecha J, Galvis-Rueda M, Viana Neri A. 2016. Recuperación ecológica de áreas afectadas por un incendio forestal en la microcuenca tintales (Boyacá, Colombia). *Colomb. For.* 19(2):143–160. doi: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2016.2.a02>.
- Forero AF. 2016. Identificación del Riesgo por Incendios Forestales en el Municipio de Villa de Leyva, Boyacá a Través de un Sistema de Información Geográfica y Percepción Remota como Complemento al Plan de Atención y Prevención de Desastres y Gestión del Riesgo Municipal. [Tesis]. [Bogotá]: Universidad Distrital Francisco José De Caldas.
- García-Meneses P, Ramsay P. 2014. Puya hamata demography as an indicator of recent fire history in the páramo de el Ángel and Volcán Chiles, Ecuador-Colombia. *Caldasia* 36(1):53–69. doi: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v36n1.43891>.
- Gatti LV, Gloor M, Miller JB, Doughty CE, Malhi Y, Domingues LG, Basso LS, Martinewski A, Correia CSC, Borges VF, Freitas S, Braz R, Anderson LO, Rocha H, Grace J, Phillips OL, Lloyd J. 2014. Drought sensitivity of Amazonian carbon balance revealed by atmospheric measurements. *Nature* 506:76–80. doi: <https://doi.org/10.1038/nature12957>.
- Gomez A, Bussink C, Bauer T, Fritz S, Escobar A, Gusti M, See L, Atzberger C. 2014. Examining the Potential of Using Information on Fire Detected by MODIS and Socio-Economic Variables to Highlight Potential Coca Cultivations in Forest Areas in Colombia. *Open Geogr. J.* 6:18–29. doi: <https://doi.org/10.1890/05-0404>.
- Gonzalez-Alonso F, Franco C, Vargas F, Armenteras D. 2013. A new algorithm for mapping burned areas in Colombia. *Agron. Colomb.* XXXI(2):234–242.
- Hardesty J, Myers R, Fulks W. 2005. Fire, Ecosystems and People: A Preliminary Assessment of Fire as a Global Conservation Issue. *The George Wright Forum.* 22(4):78–86.
- Herrera JD. 2016. Implementación de herramientas de teledetección y SIG para la determinación de zonas de riesgo por incendios forestales en remanentes y relictos de bosque seco tropical del municipio de Ocaña Norte de Santander. [Tesis]. [Ocaña]: Universidad Francisco de Paula Santander.
- Hofstede R. 1995. The effects of grazing and burning on soil and plant nutrient concentrations in Colombian páramo grasslands. *Plant Soil* 173(1):111–132. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00155524>.
- Hofstede R, Rossenaar J. 1995. Biomass of grazed, burned and undisturbed páramo grasslands, Colombia. II. Root mass and aboveground: belowground ratio. *Arct. Alp. Res.* 27(1):13–18. doi: <https://doi.org/10.2307/1552063>.
- Hoyos N, Correa-Metrio A, Sisa A, Ramos-Fabiel MA, Espinosa JM, Restrepo JC, Escobar J. 2017. The environmental envelope of fires in the Colombian Caribbean. *Appl. Geogr.* 84:42–54. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.05.001>.
- Keating PL. 2007. Fire Ecology and Conservation in the High Tropical Andes: observations from Northern Ecuador. *J. Lat. Am. Geogr.* 6(1):43–62. doi: <https://doi.org/10.1353/lag.2007.0003>.
- Koenen M, Koenen S. 2000. Effects of fire on birds in paramo habitat of northern Ecuador. *Ornitol. Neotrop.* 11:155–163.
- Laurance WF, Sayer J, Cassman KG. 2014. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends Ecol. Evol.* 29(2):107–116. doi: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>.
- Li W, Fu R, Juárez RIN, Fernandes K. 2008. Observed change of the standardized precipitation index, its potential cause and implications to future climate change in the Amazon region. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 363(1498):1767–1772. doi: <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0022>.
- Litt AR, Steidl RJ. 2011. Interactive effects of fire and nonnative plants on small mammals in Grasslands. *Wildl. Monogr.* 176(1):1–31. doi: <https://doi.org/10.1002/wmon.2>.
- Malhi Y, Aragão LEOC, Galbraith D, Huntingford C, Fisher R, Zelazowski P, Stich S, McSweeney C, Meir P. 2009. Exploring the likelihood and mechanism of a climate-change-induced dieback of the Amazon rainforest. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 106(49):20610–20615. doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.0804619106>.
- Marengo JA, Nobre CA, Tomasella J, Cardoso MF, Oyama MD. 2008a. Hydro-climatic and ecological behaviour of the drought of Amazonia in 2005. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 363(1498):1773–1778. doi: <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0015>.
- Marengo JA, Nobre CA, Tomasella J, Oyama MD, Sampaio de Oliveira G, de Oliveira R, Camargo H, Alves LM, Brown IF. 2008b. The Drought of Amazonia in 2005. *J. Clim.* 21(3):495–516. doi: <https://doi.org/10.1175/2007JCLI1600.1>.
- Matson E, Bart D. 2013. Interactions among fire legacies, grazing and topography predict shrub encroachment in post-agricultural páramo. *Landsc. Ecol.* 28(9):1829–1840. doi: <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9926-5>.
- Merino-de-Miguel S, González-Alonso F, Huesca M, Armenteras D, Franco C. 2011. MODIS Reflectance and Active Fire Data for Burn Mapping in Colombia. *Earth Interact.* 15(10):1–17. doi: <https://doi.org/10.1175/2010EI344.1>.
- Morton DC, Defries RS, Randerson JT, Giglio L, Schroeder W, Van der Werf GR. 2008. Agricultural intensification increases deforestation fire activity in Amazonia. *Glob. Chang. Biol.* 14(10):2262–2275. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01652.x>.
- Mowat EJ, Webb JK, Crowther MS. 2015. Fire-mediated niche-separation between two sympatric small mammal species. *Austral Ecol.* 40(1):50–59. doi: <https://doi.org/10.1111/aec.12166>.
- Müller D, Suess S, Hoffmann AA, Buchholz G. 2013. The Value of Satellite-Based Active Fire Data for Monitoring, Reporting and Verification of REDD+ in the Lao PDR. *Hum. Ecol.* 41(1):7–20. doi: <https://doi.org/10.1007/s10745-013-9565-0>.
- Oliver V, Oliveras I, Kala J, Lever R, Teh YA. 2017. The effects of burning and grazing on soil carbon dynamics in managed Peruvian tropical montane grasslands. *Biogeosciences* 14(24):5633–5646. doi: <https://doi.org/10.5194/bg-14-5633-2017>.
- Oliveras I, Anderson LO, Malhi Y. 2014. Application of remote sensing to understanding fire regimes and biomass burning emissions of the tropical Andes. *Global Biogeochem. Cycles* 28(4):480–496. doi: <https://doi.org/10.1002/2013GB004664>.

- Oliveras I, Román-Cuesta RM, Urquiaga-Flores E, Quintano Loayza JA, Kala J, Huamán V, Lizárraga N, Sans G, Quispe K, Lopez E, Lopez D, Cuba Torres I, Enquist BJ, Malhi Y. 2017. Fire effects and ecological recovery pathways of tropical montane cloud forests along a time chronosequence. *Glob. Chang. Biol.* 24(2):758–772. doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.13951>.
- Olson DM, Dinerstein E, Wikramanayake ED, Burgess ND, Powell GVN, Underwood EC, D'amico JA, Itoua I, Strand HE, Morrison JC, Loucks CJ, Allnutt TF, Ricketts TH, Kura Y, Lamoreux JF, Wettengel WW, Hedao P, Kassem KR. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *Bioscience* 51(11):933–938. doi: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.o.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.o.CO;2).
- Parr C, Chown S. 2003. Burning issues for conservation: A critique of faunal fire research in Southern Africa. *Austral Ecol.* 28(4):384–395. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01296.x>.
- Pastor E, Oliveras I, Urquiaga-Flores E, Quintano-Loayza JA, Manta MI, Planas E. 2017. A new method for performing smouldering combustion field experiments in peatlands and rich-organic soils. *Int. J. Wildl. Fire* 26(12):1040–1052. doi: <https://doi.org/10.1071/WF17033>.
- Pimm SL, Russell GJ, Gittleman JL, Brooks T M. 1995. The Future of Biodiversity. *Science* 269(5222):347–350. doi: <https://doi.org/10.1126/science.269.5222.347>.
- Premauer J, Vargas O. 2004. Patrones de diversidad en vegetación pastoreada y quemada en un páramo húmedo (Parque Natural Chingaza, Colombia). *Ecotropicos* 17(12):52–66.
- Prieto Y. 2017. Incidencia de los incendios forestales sobre la calidad de aire en la ciudad de Bogotá. [Tesis]. [Bogotá]: Universidad de los Andes.
- Ramirez P. 2016. Determinación de la contribución de brown carbon en el material particulado presente en el aire de Bogotá durante la temporada de incendios enero-febrero de 2016. [Tesis]. [Bogotá]: Universidad de los Andes.
- Ramsay PM. 2014. Giant rosette plant morphology as an indicator of recent fire history in Andean páramo grasslands. *Ecol. Indic.* 45:37–44. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.03.003>.
- Ray D, Nepstad D, Moutinho P. 2005. Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. *Ecol. Appl.* 15(5):1664–1678. doi: <https://doi.org/10.1890/05-0404>.
- Rees M, Hill RL. 2001. Large-scale disturbances, biological control and the dynamics of gorse populations. *J. Appl. Ecol.* 38:364–377. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00598.x>.
- Román-Cuesta RM, Carmona-Moreno C, Lizcano G, New M, Silman M, Knoke T, Malhi Y, Oliveras I, Asbjornsen H, Vuille M. 2014. Synchronous fire activity in the tropical high Andes: an indication of regional climate forcing. *Glob. Chang. Biol.* 20(6):1929–1942. doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.12538>.
- Román-Cuesta RM, Salinas N, Asbjornsen H, Oliveras I, Huaman V, Gutiérrez Y, Puelles L, Kala J, Yabar D, Rojas M, Astete R, Jordán DY, Silma M, Mosandl R, Weber M, Stimm B, Günter S, Knoke T, Malhi Y. 2011. Implications of fires on carbon budgets in Andean cloud montane forest: The importance of peat soils and tree resprouting. *For. Ecol. Manage.* 261(11):1987–1997. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.02.025>.
- Romero-Ruiz M, Etter A, Sarmiento A, Tansey K. 2010. Spatial and temporal variability of fires in relation to ecosystems, land tenure and rainfall in savannas of northern South America. *Glob. Chang. Biol.* 16(7):2013–2023. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02081.x>.
- Russell-Smith J, Monagle C, Jacobsohn M, Beatty RL, Bilbao B, Millán A, Vessuri H, Sánchez-Rose I. 2017. Can savanna burning projects deliver measurable greenhouse emissions reductions and sustainable livelihood opportunities in fire-prone settings? *Clim. Change.* 140(1):47–61. doi: <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0910-5>.
- Sáenz Meneses DA. 2006. Efecto de un incendio forestal sobre grupos funcionales bacterianos edáficos en una plantación de *Eucalyptus cinerea* (Suesca-Cundinamarca). [Tesis]. [Bogotá]: Pontificia Universidad Javeriana.
- Sánchez F, Armenteras D. 2017. Changes in soil organic carbon after burning in a forest-savanna edge. *Acta Agron.* 66(4):519–524. doi: <https://doi.org/10.15446/acag.v66n4.60524>.
- Shlisky A, Waugh J, González P, González M, Manta M, Santoso H, Alvarado E, Ainuddin Nuruddin A, Rodríguez-Trejo DA, Swaty R, Schmidt D, Kaufmann M, Myers R, Alencar A, Kearns F, Johnson D, Smith J, Zollner D, Fulks W. 2007. Fire, ecosystems and people: threats and strategies for global biodiversity conservation. GFI Technical Report 2007-2. Arlington, VA: Nature Conservancy.
- Thompson ID, Guariguata MR, Okabe K, Bahamondez C, Nasi R, Heymell V, Sabogal C. 2013. An Operational Framework for Defining and Monitoring Forest Degradation. *Ecol. Soc.* 18(2):20. doi: <https://doi.org/10.5751/ES-05443-180220>.
- Tovar S. 2017. Rasgos funcionales fúngicos en relación con recuperación de incendios en bosque seco (Departamento del Huila). [Tesis]. [Bogotá]: Universidad Nacional de Colombia
- van der Werf GR, Randerson JT, Giglio L, Gobron N, Dolman A. 2008. Climate controls on the variability of fires in the tropics and subtropics. *Global Biogeochem. Cycles* 22(3):1–13. doi: <https://doi.org/10.1029/2007GB003122>.
- Vargas-Ríos O, Zalamea M, Premauer J. 2001. Sucesión-regeneración del páramo después de quemadas y pastoreo (Parque Nacional Natural Chingaza, Colombia). [Tesis]. [Bogotá]: Universidad Nacional de Colombia.
- Verweij P, Kok K. 1992. Effects of fire and grazing on *Espeletia hartwegiana* populations. *En: Balslev H, Luteyn L, editores. Páramo: An andean ecosystem under human influence.* London, UK: Academic Press. p. 215–229.
- Zomer MA, Ramsay PM. 2018. Espeletia giant rosette plants are reliable biological indicators of time since fire in Andean grasslands. *Plant Ecol.* 219(1):79–88. doi: <https://doi.org/10.1007/s11258-017-0779-x>.