

Geografía ambiental en Boyacá:
bosques, áreas protegidas y glaciares

Jorge Vicente Ruiz Linares
Adriana Palacios Manrique
Fabián Guzmán Patiño

Geografía ambiental en Boyacá:
bosques, áreas protegidas y glaciares

Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia
Facultad de Ciencias de la Educación

2023



Geografía ambiental en Boyacá: bosques, áreas protegidas y glaciares / Environmental geography in Boyacá: forests, protected areas and glaciers/ Ruiz-Linares, Jorge Vicente; Palacios-Manrique, Adriana; Guzmán-Patiño, Fabián.

Tunja: Editorial UPTC, 2023. 180 p.

ISBN: 978-958-660-769-8

ISBN Digital 978-958-660-770-4

1. Áreas protegidas. 2. Boyacá. 3. Deshielo glaciar. 4. Ecorregiones. 5. Estadística espacial. 6. Índice de Riesgo de la Conservación de Bosques

(Dewey 910.02/21) (THEMA RNF - Gestión medioambiental)



Primera Edición, 2023

100 ejemplares (impresos)

Geografía ambiental en Boyacá: bosques, áreas protegidas y glaciares

Environmental geography in Boyacá: forests, protected areas and glaciers

ISBN: 978-958-660-769-8

ISBN Digital 978-958-660-770-4

Libro de investigación No. 4

Colección Perspectivas

Proceso de arbitraje doble ciego

Recepción: julio de 2022

Aprobación: septiembre de 2022

© Jorge Vicente Ruiz Linares, 2023

© Adriana Palacios Manrique, 2023

© Fabián Guzmán Patiño, 2023

© Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, 2023

Editorial UPTC

Edificio Administrativo – Piso 4

La Colina, Bloque 7, Casa 5

Avenida Central del Norte No. 39–115,

Tunja, Boyacá

comite.editorial@uptc.edu.co

www.uptc.edu.co

Rector, UPTC

Enrique Vera López

Comité Editorial

Dr. Carlos Mauricio Moreno Téllez

Dr. Jorge Andrés Sarmiento Rojas

Dra. Yolima Bolívar Suárez

Mg. Pilar Jovanna Holguín Tovar

Dra. Nelsy Rocío González Gutiérrez

Dra. Ruth Maribel Forero Castro

Dr. Óscar Pulido Cortés

Mg. Edgar Nelson López López

Editor en Jefe

Ph. D. Witton Becerra Mayorga

Coordinadora Editorial

Mg. Andrea María Numpaque Acosta

Diagramación e Impresión

Búhos Editores Ltda.

Calle 57 No. 9 - 36

Tunja - Boyacá - Colombia

Libro financiado por la Facultad de Ciencias de la Educación, la Vicerrectoría de Investigación y Extensión y la Dirección de Investigaciones de la UPTC. Se permite la reproducción parcial o total con la autorización expresa de los titulares del derecho de autor. Este libro es registrado en Depósito Legal, según lo establecido en la Ley 44 de 1993, el Decreto 460 del 16 de marzo de 1995, el Decreto 2150 de 1995 y el Decreto 358 de 2000.

Libro de investigación con SGI del Grupo de Investigación Caldas: 240

Citar este libro / Cite this book:

Ruiz, J.; Palacios, A. & Guzmán, F. (2023). *Geografía ambiental en Boyacá: bosques, áreas protegidas y glaciares*. Editorial UPTC.

Colección Perspectivas - Facultad de Ciencias de la Educación, No. 4.

doi: <https://doi.org/10.19053/9789586607698>





Facultad de Ciencias de la Educación

Director de la Colección

Dr. Julio Aldemar Gómez Castañeda
Decano

**Sub-Comité de Publicaciones
de la Facultad de Ciencias de la Educación**

Dr. Antonio E. de Pedro
Dr. Pedro María Argüello García
Dr. Rafael Enrique Buitrago Bonilla
Dra. Claudia Liliana Sánchez Sáenz

Corrector de Estilo

José Inocencio Becerra

Diseñador de la Colección:

Carolina Solórzano Pulido

Diseñador del Logo de la Colección:

Pedro Alejandro Leguizamón Páez

Libro N° 4

Imagen de Portada:

María Claudia Fandiño Orozco, fotografía de bosque secundario de Roble. Quebrada La Colorada, Villa de Leyva, Boyacá.

Las opiniones vertidas en los textos son de entera responsabilidad del autor.

Resumen

El presente libro consta de cuatro capítulos que abordan la dinámica boscosa y sus conductores, la función de las áreas protegidas en la conservación de los bosques y, finalmente, el deshielo glaciar en el departamento de Boyacá. La dinámica boscosa y sus conductores se estudian inicialmente para 2001-2010 con un sensor de teledetección de resolución espacial grueso como lo es el MODIS. En el Capítulo 2 se estudia tan solo la variación boscosa entre 2009-2015, pero con un sensor de mediana resolución espacial como LANDSAT, además se calculan algunas métricas de ecología del paisaje. Para sorpresa de muchos, Boyacá presentó una ganancia boscosa superior a la deforestación para ambos periodos, aunque en la última ventana de observación esta ganancia boscosa se desaceleró. En el capítulo 3 se examina cuál ha sido el papel de las áreas protegidas a todo nivel, desde las reservas de la sociedad civil, parques municipales y regionales, hasta las áreas protegidas nacionales en el concierto de la protección de la cobertura boscosa. Los resultados son indicativos de ganancia boscosa en todas las ecorregiones presentes en el departamento. Las áreas protegidas nacionales y las reservas de la sociedad civil contribuyeron a conservar la cobertura boscosa, pero no así las áreas protegidas municipales y regionales. Adicionalmente, hubo un aumento de las áreas protegidas a nivel regional y local, que generó una reducción de presión en la cobertura boscosa en los términos de medición del Índice de Riesgo de Conservación de Bosques. El Capítulo 4 estudia el deshielo de la Sierra Nevada del Cocuy y estima que este glaciar, el más grande de Colombia, se extinguirá en su totalidad para mediados del presente siglo si la actual tendencia continúa.

Palabras Clave: Áreas protegidas, Boyacá, Deshielo glaciar, Ecorregiones, Estadística espacial, Índice de Riesgo de la Conservación de Bosques.

Abstract

This book consists of four chapters that address forest dynamics and its drivers, the role of protected areas in forest conservation, and finally, glacial melting in the department of Boyacá. Forest dynamics and their drivers are initially studied for 2001-2010 with a coarse spatial resolution remote sensing sensor such as MODIS. In chapter 2, only the forest variation between 2009-2015 is studied, but with a medium spatial resolution sensor such as LANDSAT and some Landscape Ecology metrics are calculated. Boyacá, to the surprise of many, presented a forest gain higher than deforestation for both periods, although in the last observation window this forest gain slowed down. Chapter 3 examines the role of protected areas at all levels, from civil society reserves, municipal and regional parks, and finally national protected areas in the concert of forest cover protection. National protected areas and civil society reserves contributed to conserving forest cover but municipal and regional protected areas did not. The results are indicative of forest gain in all the ecoregions present in the department. Additionally, there was an increase in protected areas at the regional and local levels, which resulted in lower pressure on forest cover as measured by the Woody Conservation Risk Index. The final chapter, studies the melting of the Sierra Nevada del Cocuy and estimates that this glacier, the largest in Colombia, will be completely extinct by the middle of this century if the current trend continues.

Keywords: Boyacá, ecoregions, glacier retreat, protected areas, spatial statistics, Woody Conservation Risk Index.



Contenido

17	Introducción
27	Descripción del lugar
35	Capítulo 1. Conductores de la sucesión forestal: una perspectiva desde la estadística espacial en la ecorregión Andina Norte boyacense, 2001-2010
35	Antecedentes de la dinámica boscosa en Colombia
38	Objetivos del capítulo
38	La estadística espacial
40	La regresión geográficamente ponderada
42	La regresión y clasificación con bosque aleatorio o randomForest (rF)
43	Materiales y métodos
55	Resultados
67	Discusión
69	Literatura citada
79	Anexos

**87 Capítulo 2. Dinámica de la cobertura boscosa
y métricas de Ecología del Paisaje en el
departamento de Boyacá, 1999-2015**

87	Introducción
91	Objetivos
92	Materiales y Métodos
102	Resultados
110	Discusión
115	Literatura citada

**119 Capítulo 3. Dinámica de la cobertura
boscosa en las áreas protegidas de Boyacá
entre 1999 y 2016**

119	Introducción
120	Materiales y Métodos
129	Resultados
134	Discusión
136	Literatura citada

**139 Capítulo 4. La extinción glaciár y tendencias
de precipitación y temperatura en la Sierra
Nevada del Cocuy**

139	Introducción
140	Materiales y métodos
145	Resultados
150	Discusión
151	Literatura citada

155 Conclusiones generales

157 Literatura citada

159 Agradecimientos

161 Referencias

A mi esposa María Claudia
y nuestros hijos Samuel Emilio y Jerónimo

“No heredamos la tierra de nuestros ancestros,
la prestamos de nuestros hijos”

Proverbio de los aborígenes norteamericanos.



Introducción

A la geografía se le ha tildado de la ciencia puente (Labosier, 2019), que cómodamente enlaza las ciencias humanas con las biofísicas y tiene una hija ejemplar: la geografía ambiental. Hoy en día esta última es una disciplina que cobra una importancia sin precedentes y, al mismo tiempo, carga una enorme responsabilidad a sus espaldas, dado que enlaza al hombre con su medio ambiente. Tiene que ver, entre otras cosas, con la interacción entre el cambio climático y la conceptualización que el ser humano hace de él: su mitigación, riesgos y amenazas. En este sentido, la geografía ambiental brinda una importante perspectiva entre la relación del ser humano y el medio ambiente, tal vez como ninguna otra disciplina. La geografía ambiental aborda una visión territorial a los problemas ambientales (Bocco et al., 2011). Esto la diferencia de otras disciplinas que abordan los problemas ambientales sin usar el lente espacial. En un escenario de calentamiento global sin precedentes, con lluvias y sequías extremas, que rompe récords de temperatura año tras año y pone en riesgo a la humanidad, los bosques y los glaciares son de vital importancia por los servicios ecosistémicos que prestan; y el primero, como sombrilla de la biodiversidad.

Con respecto a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), es menester subrayar que cuando los bosques crecen secuestran CO₂. Por el contrario, cuando se queman, por ejemplo, para la creación de

potreros, liberan CO_2 . Es por eso tan importante establecer su dinámica. Claro, hay otros temas también muy relevantes como el hábitat de la biota, el grado de amenaza, los servicios ambientales que presta (como el agua), que se derivan del estudio de la dinámica de la cobertura boscosa. En relación con los GEI, el lector podría imaginar que el mundo es una nave espacial con dos tipos de pasajeros. Los pasajeros de primera clase, que son pocos, pero ricos, fuman y contaminan todo el avión. A pesar de su riqueza, la externalidad afecta a todos los pasajeros, sin distinción. Pero el asunto es todavía más injusto. Respecto al secuestro de CO_2 , se puede afirmar que son los países más pobres, en particular los de la cuenca amazónica, los que más contribuyen a este secuestro, sin que reciban compensación alguna por este servicio ambiental.

Este libro está compuesto por cuatro capítulos. Todos estudian el escenario del departamento de Boyacá. El primero aborda los conductores de la ganancia boscosa o sucesión natural, lo opuesto a la deforestación, a partir de un estudio de imágenes satelitales MODIS 2001-2010, con una resolución espacial de 250 metros. El segundo capítulo no solo actualiza la dinámica de la cobertura boscosa (utilizando imágenes LANDSAT con una resolución espacial de 30 metros para 1999-2015), adicionalmente presenta una evaluación de indicadores de ecología del paisaje. En esta última disciplina se usan imágenes satelitales y formato de celdas o *ráster* para identificar en la grilla categórica patrones de la vegetación. El tercer capítulo se basa en los resultados del segundo y evalúa el papel de las áreas protegidas de nivel departamental, nacional, regional y local, específicamente vinculadas a la protección de cobertura boscosa. El cuarto y último capítulo evalúa el retroceso glaciario en el Parque Nacional Natural El Cocuy, el glaciar más grande de Colombia. Como ya se mencionó, el hilo conductor en los cuatro capítulos es el departamento de Boyacá.

El cambio de uso y cobertura de la tierra (CUCT) es un actor principal en las escalas de análisis del territorio a nivel global, regional y local (Ellis et al., 2010). Al mismo tiempo, el CUCT es un tema muy complejo, toda vez que resulta de la interacción de los sistemas

humanos y ambientales que son afectados por un espectro de factores ambientales, humanos, socioeconómicos, institucionales y políticos, entre otros, los cuales pueden ser catalogados como conductores de este cambio (Overmars y Verburg, 2006). Los sistemas asociados humano-ambientales (SAHA) son sistemas unificados en los cuales la población interactúa con los factores naturales (Liu et al., 2007a, b). La academia está dándole cada vez más importancia a estos sistemas (An y López-Carr, 2011), dejando atrás aproximaciones anteriores caracterizadas por privilegiar por un lado a las ciencias sociales y, por el otro, a las naturales. Cabe resaltar que las relaciones entre los SAHA no son heterogéneas entre países. Por ejemplo, Álvarez-Berrios y colegas (2013) encontraron que en las Antillas Mayores el cambio de CUCT se encontraba influenciado por diversas historias socioeconómicas, así como por cambios a nivel global.

La mayoría de estudios acerca del CUCT que se han desarrollado durante los últimos tres lustros en Colombia han sido regionales o subregionales. La gran generalidad presenta evidencias de una deforestación superior a la sucesión (Etter y van Wyngaarden, 2000; Etter et al., 2006a, 2006b, 2006c). El trabajo de Ruiz et al. (2011) en la Amazonía colombiana sobresale por exponer, por vez primera, el escenario opuesto: una sucesión superior a la deforestación. A escala nacional, la evidencia acerca de la deforestación y la sucesión es contradictoria. De un lado, los estudios de Etter y colaboradores (2008) así como de Cabrera et al. (2011) sostienen unas mayores tasas de deforestación de cara a la sucesión. De otro lado, estudios más recientes, pero no tan temporalmente lejanos a los anteriores (Sánchez-Cuervo y Aide, 2013; Sánchez-Cuervo et al., 2012) presentan el escenario opuesto.

El primer capítulo trata sobre los conductores de la sucesión boscosa en Boyacá, puesto que el escenario no es de deforestación para este periodo. Para sorpresa de muchos, la cobertura boscosa en Colombia entre 2001 y 2010 aumentó en términos netos y Boyacá no fue la excepción. Esto, por supuesto, no quiere decir que no se haya presentado deforestación, tan solo que fue inferior a la sucesión y el resultado neto es una ganancia de la cobertura boscosa en el departamento.

Aquí estudio los conductores de este proceso en el departamento de Boyacá. Sánchez-Cuervo y Aide (2013) abordan los conductores de la dinámica boscosa en Colombia con un 36.8 % de explicación de la varianza, cifra que me parecía baja porque dejaba dos terceras partes sin explicar. Por ello me pregunté cuál sería el escenario en Boyacá. Lo primero era establecer la tendencia y luego los conductores de este cambio. La deforestación es un tema que en la prensa y los medios se aborda muy a la ligera, sin mayor rigor científico. Los estudios mundiales o nacionales son importantes toda vez que permiten una comparación temporal como espacial. Se trata de un asunto de escala, los trabajos de Sánchez-Cuervo y Aide (2013), así como el de Sánchez-Cuervo y colaboradores (2012), abarcan toda la geografía nacional, incluyendo a más de mil municipios. Evidentemente, ese marco nacional es muy importante; no obstante, el precio que se paga es que se pierde el detalle departamental. Es poco probable que en un país del tamaño de Colombia se pueda encontrar un efecto homogéneo a lo largo y ancho del país. No es de extrañar entonces cómo Aide et al. (2013) enfatizaron la importancia de analizar la deforestación y reforestación a diversas escalas, relacionándolas a su vez con los factores sociales. No existe hasta ahora una publicación académica que aborde este tema exclusivamente para Boyacá.

A partir de lo anterior, se justifica analizar sobre lo que está ocurriendo en el departamento, considerando que se trata de una región diversa en paisajes que abarca cuatro de las trece ecorregiones presentes en Colombia. En otras palabras, el interés es abordar los conductores de la sucesión natural en Boyacá para la primera década del siglo XXI. Este es el propósito del primer capítulo del libro. Al estudiar a solo un departamento de Colombia también se aplica la tendencia a comparar ecorregiones, pero al menos en este caso son solo cuatro, como veremos más adelante. Con el transcurrir del texto, el estudio se enfoca en la ecorregión Andina Norte para estudiarla con profundidad. Las ecorregiones son unas unidades relativamente grandes de paisaje, en su aproximación original, a saber, antes del cambio de cobertura del suelo, que albergan un ensamblaje particular de comunidades y especies

(Olson et al., 2001). Estas se han utilizado en la planeación de la conservación y gestión de los recursos naturales a escalas globales (Saura et al., 2017), continentales, nacionales (Wan et al., 2018) y locales (Splinter y Dauwalter, 2016).

El segundo capítulo presenta la dinámica boscosa en Boyacá entre 1999 y 2015. A diferencia del primer capítulo que utiliza imágenes MODIS, en el segundo se presentan resultados de trabajo con imágenes LANDSAT TM, ETM+ y OLI. Además, el primer capítulo aborda una ventana de 2001 a 2010 con imágenes de mediana resolución espacial; en el segundo, se actualiza el estudio entre 1999 y 2015 con imágenes de mayor resolución espacial, en un orden de magnitud de mayor resolución espacial, de treinta metros.

Ahora que existe la posibilidad de tener acceso a imágenes de satélite y programas de geomática gratuitos, se están produciendo más cálculos de deforestación que lastimosamente, en muchos casos, no son fiables. Las imágenes ópticas ocultan lo que ocurre debajo de las nubes. Este hecho se presta para la falsa precisión; por ejemplo, para hablar de deforestación por debajo del 10 % cuando solo observamos el 90 % de la imagen. La parte final de este tercer capítulo aborda los indicadores básicos de la ecología del paisaje como una carta paralela importante en la medición de la salud de los ecosistemas. Aquí subrayo que no solo es importante observar la dinámica boscosa, paralelamente lo es evaluar el efecto de la dinámica de los parches boscosos, su atomización o su fusión, su tamaño, su efecto de borde, entre otros. Lo anterior puede ejemplificarse con el caso de una cobertura en una región que no sufrió cambio alguno en su área durante dos periodos, pero por un aumento de los parches, cambia el efecto de borde. Se trata de un indicador perjudicial para la salud del ecosistema boscoso y detrimental para la biodiversidad.

La pérdida de hábitat debido al cambio de uso de la tierra es probablemente el factor más importante que compromete la conservación de la biodiversidad en las ecorregiones terrestres (Pereira et al., 2012). Esa práctica también compromete la regulación del clima, el almace-

namiento de carbono y la oferta hídrica (Foley et al., 2005). En otras palabras, la cobertura natural es el soporte de nuestra biodiversidad. La cobertura natural es muy importante entre las coberturas terrestres por los numerosos servicios ambientales que esta presta; y sin esta no habría el agua para la vida ni para la esfera económica. No es de extrañar entonces el eje del objetivo cinco del Convenio sobre Diversidad Biológica que buscaba reducir la deforestación a la mitad para el 2020. Según las estadísticas oficiales, por lo menos en Colombia ese objetivo no se cumplió. Skidmore y su equipo (2015) ubican a la cobertura terrestre y a la fragmentación entre dos de los diez indicadores para medir los avances del convenio nombrado. De cara a una población humana con crecimiento y dominancia de la biósfera, la ecología del paisaje ha tomado relevancia en el concierto de la sustentabilidad (Naveh, 2007).

Medir la cobertura boscosa y sus métricas asociadas de ecología del paisaje, como es el caso de la fragmentación, es un simple examen de la salud del medio ambiente (Lino et al., 2018). Es casi como tomarle la tensión a la parte terrestre de la Tierra. A pesar de su importancia y de los avances que se han presentado, más que todo desde la academia, solo desde el 2012 el IDEAM viene reportando juiciosamente la tasa anual de deforestación en Colombia, sin mayores avances desde la ecología del paisaje. La prensa hablada y escrita, e incluso muchos políticos y activistas ambientales hacen referencia a distintas tasas de deforestación en Colombia, sin tener mayor soporte científico o usando fuentes que, como veremos más adelante, son (en ocasiones) cuestionables. El segundo capítulo se caracteriza por ofrecer en detalle el aspecto metodológico. Se espera que sea como una cartilla para quien desee replicar el estudio en otra zona o actualizarlo. Esto no será bien visto por algunos lectores, versados en la geomática, pero preferí dejar este aspecto pedagógico antes que omitirlo.

Para el tercer capítulo, junto con la autora invitada, Adriana Palacios, estudiamos el efecto de las áreas protegidas en la conservación de la cobertura boscosa. Este capítulo se respalda en los resultados del segundo, solo que ahora desde la perspectiva de las áreas protegidas

en el departamento de Boyacá. En la era del Antropoceno, cuando ninguna región escapa al impacto ambiental ocasionado por el hombre, las áreas protegidas cobran una importancia sin precedentes. Es menester evaluar su función como ordenadoras del territorio. Como en los dos capítulos anteriores, seguimos con la perspectiva espacial de las ecorregiones. A causa de la deforestación y la sucesión, los bosques secundarios se han convertido en dominantes en la región toda vez que los bosques primarios o prístinos ahora son escasos; empero, estos bosques son altamente productivos y resilientes (Poorter et al., 2016). Muchas de las ecorregiones en América Latina y el Caribe han sido identificadas por ecologistas como prioritarias para la conservación debido a los servicios ambientales que prestan, uno de ellos es el almacenamiento de carbono (Chazdon et al., 2016).

Una respuesta para la conservación *in situ* fue la creación de los parques nacionales que sorprendentemente fueron segundos, luego de los parques urbanos. En cualquier caso, los parques no son otra cosa que un tipo de ordenación del territorio para la conservación de la biodiversidad y los servicios ambientales. Colombia se encuentra entre los países más biodiversos del planeta (Romero-Ortiz et al., 2019). Pero, ¿realmente las áreas protegidas están cumpliendo este papel en el departamento de Boyacá? Esta es la pregunta que la presente investigación busca responder. Los resultados de este trabajo serán de utilidad en la gestión de la conservación a todos los niveles, desde la sociedad civil hasta las autoridades, ya sea las de nivel local, como los son los municipios, que pueden tenerlo en cuenta en el ajuste de su ordenamiento territorial; de nivel regional como Corpoboyacá y Corpochivor; a escala nacional, para el caso de la Unidad Administrativa Especial de Parques Nacionales Naturales; así como para ONG nacionales y extranjeras que trabajan el tema ambiental en el departamento de Boyacá.

El último capítulo fue escrito junto con el autor invitado, Fabián Guzmán, con quien estudiamos el deshielo en la Sierra Nevada del Cocuy como fiel evidencia del calentamiento global. Hacía más de dos lustros que había hecho un estudio similar con mi amigo Germán Herrera (Herrera y Ruiz, 2008). Esta vez decidí actualizarlo y mejorar

los métodos. Entre los glaciares colombianos, el Nevado del Huila es el que menos deshielo presenta. Lo anterior es curioso porque se trata de un volcán que, a diferencia de otras cumbres como la Sierra Nevada de Santa Marta o la Sierra Nevada del Cocuy, podría presentar deshielo por la actividad volcánica, toda vez que no está extinto. No tengo evidencia fehaciente, pero intuyo que es la cobertura boscosa alrededor del Nevado del Huila la que amortigua el efecto del calentamiento global. En ese orden de ideas, se enlazan los cuatro capítulos: una mayor cobertura boscosa tiende a amortiguar los efectos del calentamiento global. En el Antropoceno se están presentando innumerables cambios, pero uno de los más palpables es el aumento de la temperatura global que ocasiona el derretimiento de la criósfera. Los glaciares tropicales están desapareciendo rápidamente como indicadores del cambio climático (Thompson et al., 2011). Según Albert y colaboradores (2014), es preferible estudiar el cambio de clima en las regiones tropicales, donde hay menor ruido provocado por los patrones sinópticos migratorios en comparación con regiones de altas latitudes. En efecto, los glaciares tropicales pueden servir de centinelas del aumento de la temperatura (Vuille et al., 2018). Este aumento de temperatura en los Andes tiene un espectro de impactos. Por una parte, el deshielo de los glaciares ocasionado por el aumento de la temperatura permite la sucesión ecológica (Young et al., 2017). Por otro lado, considerando que la altura es el conductor principal de la composición de especies en los páramos (Valencia et al., 2012) y del uso del suelo (Muñoz et al., 2018), se colige que en estos ecosistemas un aumento en la temperatura brinda la oportunidad de una agricultura que antes no era posible. Así las cosas, los páramos reciben presión antrópica al convertirse en pasturas o cultivos de papa (Muñoz et al., 2018). Adicionalmente, se presentan riesgos asociados al deshielo como las inundaciones y el compromiso a la resiliencia de las poblaciones que dependen de la oferta hídrica proveniente de estos glaciares (Nussbaumer et al., 2017). Además, por mis expediciones al Parque Nacional Natural (PNN) El Cocuy, he notado que hay una tendencia de los campesinos vecinos de los glaciares hacia el uso del agua proveniente del deshielo en comparación al uso de aquella que brota de los páramos. Lo anterior no es al azar,

toda vez que la calidad de agua en el primer caso es sin lugar a dudas superior a la del segundo.

Con este libro quiero hacer un aporte para un mejor entendimiento de lo que ocurre en tres temas importantes desde el punto de vista ambiental: los bosques, las áreas protegidas y los glaciares, que en el caso del PNN El Cocuy, al nororiente del departamento de Boyacá, se conjugan en uno solo. Espero que este libro llegue a manos de los responsables de las políticas públicas en el sector ambiental porque de otra forma será un ejercicio que poco cambie la tendencia actual. Estamos en un momento crítico en nuestra historia en el que todavía podemos y debemos actuar para reducir el calentamiento global antes de que sea demasiado tarde. Todos, sin excepción de credo, raza, ingreso o género, dependemos de nuestro medio ambiente. Sin embargo, son las clases menos favorecidas las que más se perjudican del deterioro ambiental. Nuestros nietos nos lo van a reclamar: ¿abuelo, por qué no hicieron nada cuando todavía podían hacerlo?



Descripción del lugar

El departamento de Boyacá se encuentra ubicado entre $74^{\circ} 38'$ y $71^{\circ} 57'$ Este y $4^{\circ} 36'$ y $7^{\circ} 00'$ Norte. Tiene un área de 23.273 km^2 , repartidos en 123 municipios y agrupados en 13 provincias. El distrito fronterizo corresponde al municipio de Cubará, que al norte colinda con la República de Venezuela (ver Figura 1.1).

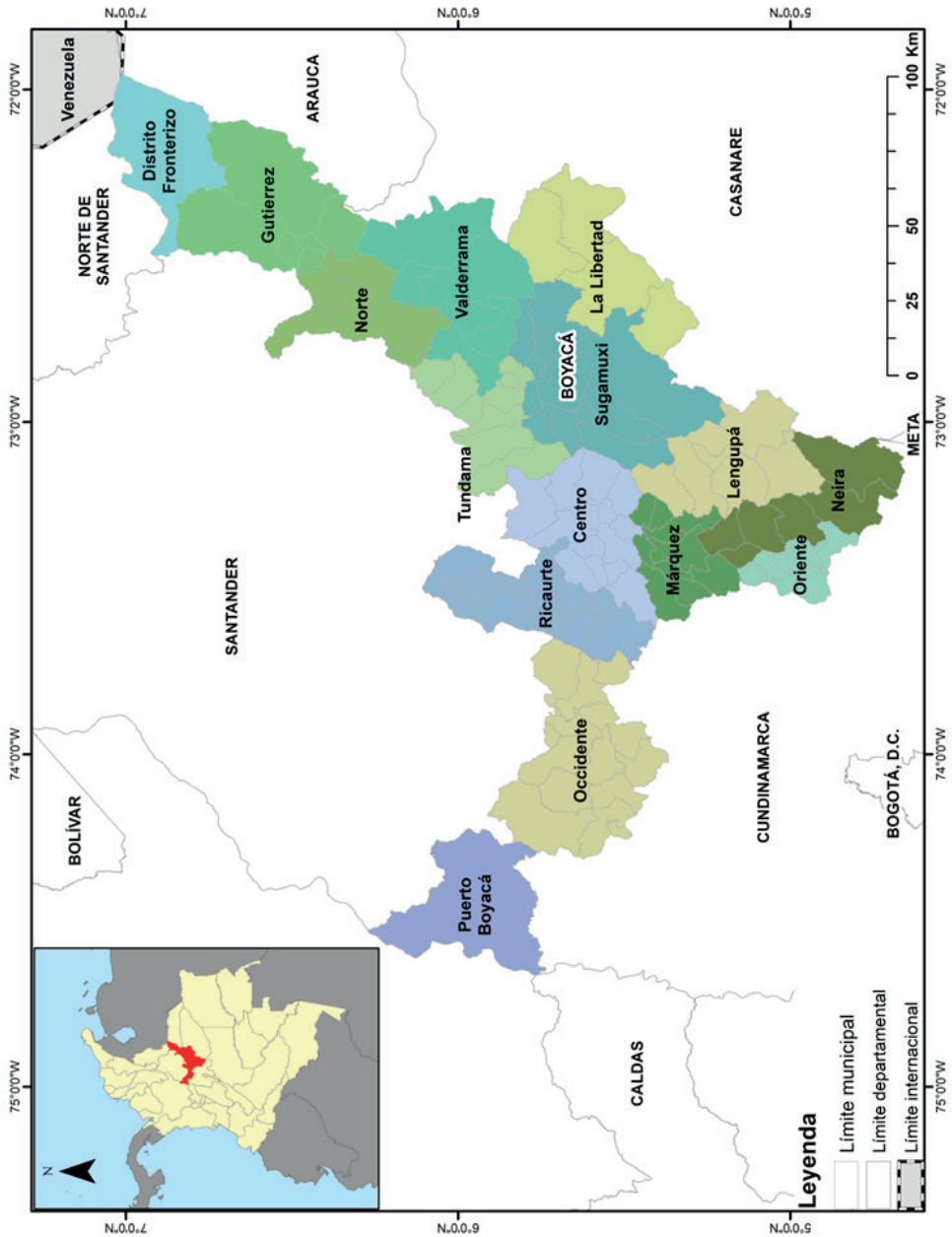


Figura 1.1

Los 123 municipios y las trece provincias del departamento de Boyacá

Nota. Rodríguez (2007).

La población boyacense, pasó de 1,166,000 en 1990 a 1,211,700 para el 2000, esto significa que tuvo un aumento del 3.9 %. Para el 2010, el DANE (2015) estimaba la población del departamento en 1,267,652; se daba un ligero aumento de 4.6 % con respecto al diferencial de la década anterior. Empero, más de la mitad de sus municipios ha perdido población. Dicho fenómeno ha sido notorio en La Uvita, Soatá y Pajarito, de donde más de un tercio de la población ha emigrado. Con el nuevo siglo, el abandono de la población en la zona rural de la región se ha hecho más notorio. Entre el 2000 y el 2010, la población rural se redujo en una cuarta parte, pasando de 769,000 a 580,000 habitantes. En 98 de los 123 municipios boyacenses se presenta una reducción de la población rural. Se colige de lo anterior que la población boyacense se está asentando en pueblos y ciudades.

Para la caracterización biogeográfica de Boyacá se sigue a Sánchez-Cuervo y colaboradores (2012), quienes, a su vez, se basan en Olson et al. (2001). Según estos últimos autores, una ecorregión se define como una unidad relativamente grande del paisaje que alberga un ensamblaje particular de comunidades y especies, con fronteras que se aproximan a la extensión original, anteriores al cambio de uso del suelo. De cara al hecho de que algunos municipios pudieron tener asiento en más de una ecorregión, se les asignó la ecorregión dominante. Por ejemplo, algunos municipios contenían ecorregiones secas como en la cuenca del río Sogamoso-Chicamocha, pero estas no fueron suficientes como para dominar el municipio.

En Colombia se presentan veinticinco ecorregiones, pero para efectos de simplicidad, dado que algunas se exhibían en tan solo un municipio, estas fueron agrupadas en las trece por Sánchez-Cuervo y colaboradores (2012). La ecorregión dominante en Boyacá es la Andina Norte con setenta y un municipios y más de una tercera parte del territorio del departamento (Tabla 1.1). Una característica importante de esta ecorregión es que los municipios que la constituyen son contiguos, es la única de las cuatro del departamento que exhibe esta propiedad. Las restantes tienen solo un municipio o están fraccionadas. En segundo lugar, se encuentra la ecorregión Cordillera Oriental con

treinta y dos municipios que abarcan el 30 % del área del departamento. La ecorregión Páramo Norte es dominante en tan solo diecinueve municipios, pero por tratarse de municipios de un área mayor, ocupa más de una cuarta parte del territorio boyacense. En último lugar, la ecorregión Magdalena-Urabá Húmedo está representada por tan solo un municipio, Puerto Boyacá, no obstante, por su considerable tamaño abarca el 6.6 % de Boyacá (Tabla 1.1 y Figura 1.2).

Tabla 1.1
ecorregión dominante en los 123 municipios boyacenses,
por número de municipios, área y porcentaje

ecorregión	Número de Municipios	Área en km ²	Porcentaje de área
Andina Norte	71	8,499	36.5
Cordillera Oriental	32	6,931	29.8
Páramo Norte	19	6,307	27.1
Magdalena-Urabá Húmedo	1	1,536	6.6
Total	123	23,273	100.0

Nota. Adaptado de Sánchez-Cuervo y Aide, 2013.

La zona este del departamento se reparte entre las ecorregiones Páramo Norte y Cordillera Oriental (Figura 1.2). Al occidente, el municipio de Puerto Boyacá es el único que se clasificó como Magdalena-Urabá Húmedo. La ecorregión Andina Norte reúne a todo el resto de municipios del occidente del departamento y se despliega hacia parte del oriente con una interrupción en Tutazá, que es un enclave de la ecorregión Páramo Norte (Figura 1.2). Nótese cómo en la ecorregión Andina todos los municipios están contiguos, mientras que en las ecorregiones Cordillera Oriental y Páramo Norte, hay algunos municipios aislados (Figura 1.2). Esta distribución tendrá repercusiones más adelante para el modelamiento estadístico.

La ecorregión Andina Norte se encuentra en estado vulnerable de conservación. Estos bosques montanos se extienden a lo largo de la ladera este de la Cordillera Oriental. Son bosques claramente distinguibles del resto de las ecorregiones de los Andes del norte por

la influencia a que son sometidos de parte de los bosques del piedemonte llanero y los Llanos (World Wildlife Fund, 2015). La ecorregión Cordillera Oriental se encuentra en estado crítico de conservación y amenazado. Esta ecorregión alberga los bosques montanos que crecen en los valles internos de las cordilleras oriental y central a lo largo del Río Magdalena. Son muy ricos en especies y endemismos (World Wildlife Fund, 2015). La ecorregión Páramo Norte se emplaza en parches en las cumbres montañosas entre el dosel y la línea de nieve, desde la zona norte central, bajando por la cordillera andina hasta el Ecuador central. Esta es una ecorregión extensa y con diversos tipos de vegetación entre sus parámetros; sin embargo, todos estos comparten la vegetación característica del páramo: pasturas alpinas, frailejón, arbustos y aquella asociada a zonas pantanosas. Su estado de conservación es estable o intacto, pues ha probado su resiliencia a la actividad humana. Empero, las actividades de quema, agricultura y pastoreo están llevando esta capacidad a su límite (World Wildlife Fund, 2015). La ecorregión Magdalena-Urabá Húmedo se encuentra en un estado de conservación crítico y amenazado. Esta ecorregión vincula las de Mesoamérica y Chocó con las andinas y amazónicas. Es una ecorregión extremadamente rica en endemismos y diversidad de especies, y sirve de punto migratorio para muchas especies de avifauna (World Wildlife Fund, 2015).

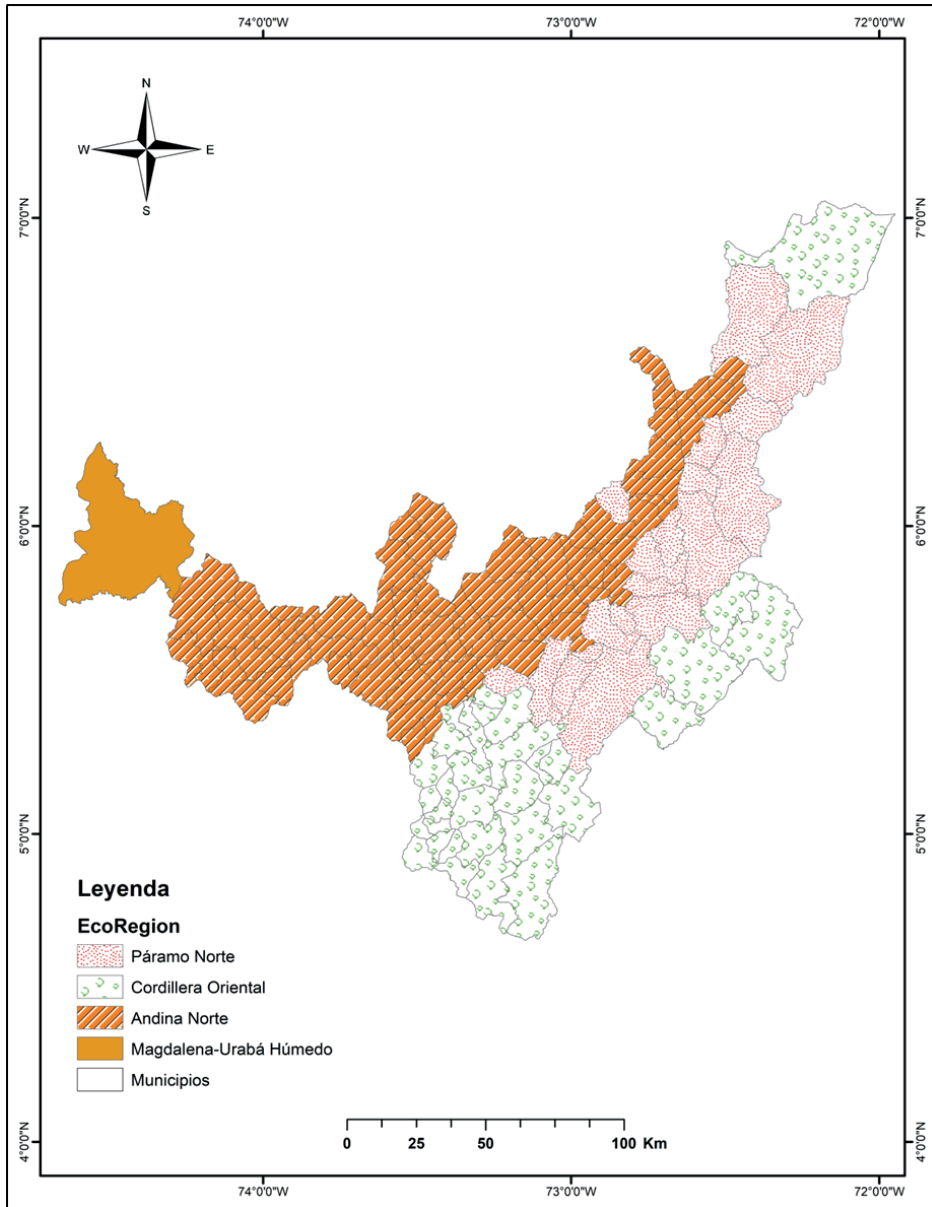


Figura 1.2
Ecorregiones de los 123 municipios de Boyacá
Nota. Elaboración propia con base en Sánchez-Cuervo et al. (2012).

La anterior descripción del lugar es relevante para los primeros tres capítulos, la siguiente lo es para el capítulo cuatro. Los glaciares tropicales de los Andes dan cuenta del 99 % de todos los del mundo (Kaser, 1999). Los glaciares tropicales internos son los de Ecuador, Colombia y Venezuela que se caracterizan por ser pequeños y esparcidos. Los glaciares de Colombia y Venezuela cubren el 4 % de estos glaciares tropicales (Rabatel et al., 2013). Para 2016 la extensión de los glaciares colombianos era de 4,240 ha (Rabatel et al., 2017). El Cocuy es el glaciar más grande de Colombia, supera a los otros cinco glaciares remanentes que hay en el país. Estos son el Nevado del Huila, el Nevado de Santa Isabel, el Nevado del Tolima, el Nevado del Ruiz y la Sierra Nevada de Santa Marta. Esta última, a diferencia de los otros cuatro, no es un volcán. Para el 2020 el glaciar de El Cocuy tenía una extensión de 1,500 ha, lo que correspondería en términos relativos al 35.4 % de los glaciares colombianos. El nevado recorre en sentido sur-norte dos secciones (ver Figura 1.3). El glaciar de la Sierra Nevada del Cocuy se encuentra entre los departamentos de Boyacá (la parte mayor o la occidental) y Arauca (la menor u oriental). El glaciar se encuentra dentro del Parque Nacional Natural El Cocuy, ubicado a aproximadamente en 72° 15' O y 6° 15' N. Su cumbre más alta es el Ritacuba Blanco, con 5,410 m, la cumbre más alta en la cordillera Oriental y la tercera más alta de Colombia, luego de los picos gemelos Bolívar y Colón en la Sierra Nevada de Santa Marta, con 5,700 m cada uno.

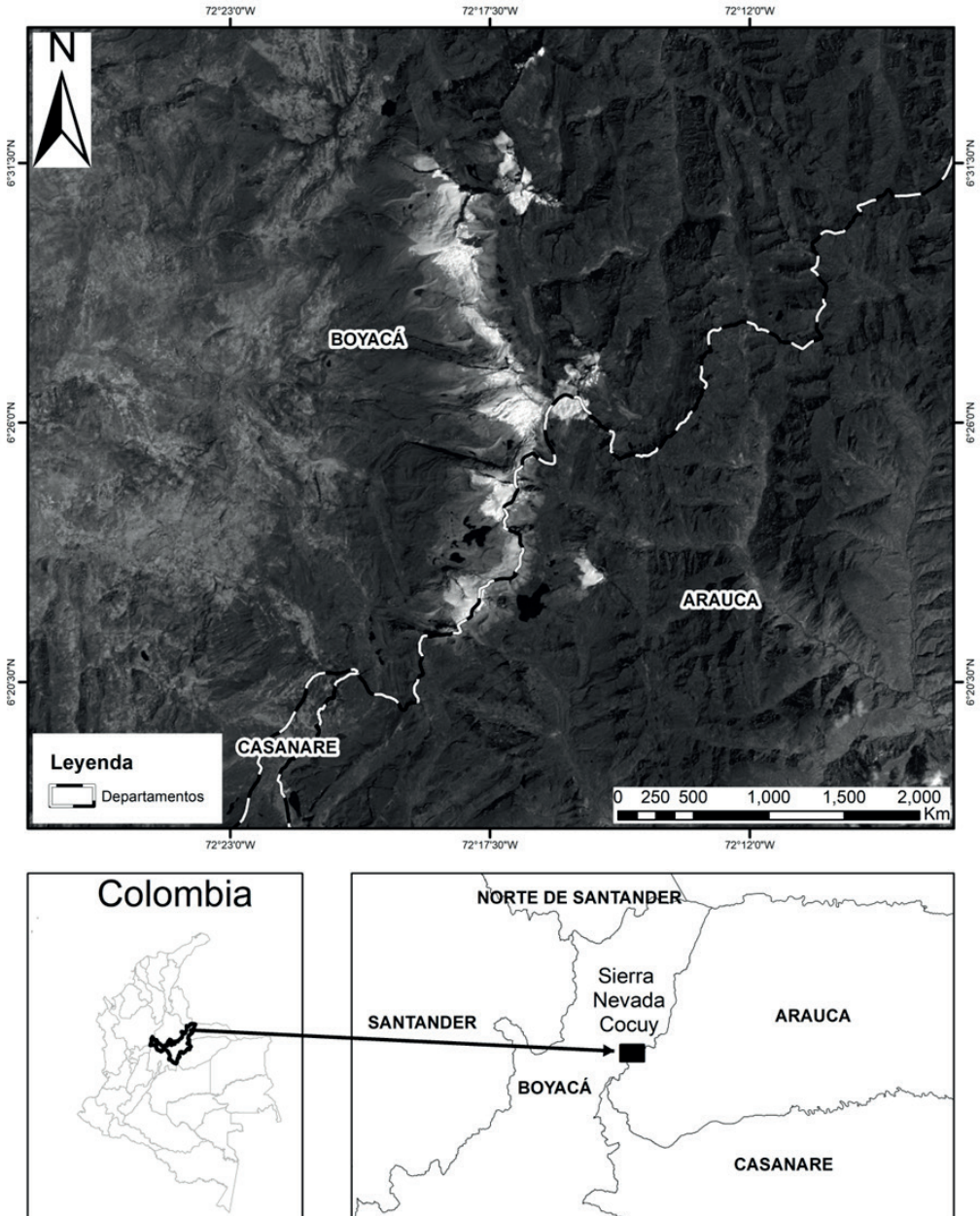


Figura 1.3

La Sierra Nevada del Cocuy entre los departamentos de Boyacá y Arauca, imagen satelital LANDSAT 5 TM, del 23 de diciembre de 1989



Capítulo 1.

Conductores de la sucesión forestal: una perspectiva desde la estadística espacial en la ecorregión Andina Norte boyacense, 2001-2010

Jorge Vicente Ruiz Linares

Antecedentes de la dinámica boscosa en Colombia

Entre 2001 y 2010, en América Latina y el Caribe, la diferencia entre la forestación (particularmente en áreas demasiado escarpadas o secas para la agricultura moderna) y la deforestación (en los bosques húmedos y secos, y en las sabanas) sugiere una pérdida neta de bosques de 180,000 km² (Aide et al., 2013), aproximadamente del tamaño de Uruguay. Incluso, en las pequeñas cadenas de islas de las Antillas Mayores, el CUCT (cambio de uso y cobertura de la tierra) está influenciada tanto por diversas historias socioeconómicas como

por cambios a escala global (Álvarez-Berrios et al., 2013). En un país del tamaño de Colombia, con más de 1,14 millones de km², lleno de diversos paisajes andinos y tropicales, anticipamos historias de CUCT dinámicas y diversas. Sánchez-Cuervo y colaboradores (2012) encontraron que para el periodo de 2000-2010 se presentó en Colombia una ganancia bruta de 28,000 km² de bosque, ligeramente menor a la de todo el departamento del Cauca con 29,308 km² y, paralelamente, una deforestación de 11,129 km² comparables con todo el departamento de Sucre, con 10,917 km², para completar una ganancia neta de cobertura boscosa de casi 17,000 km² en Colombia, cifra ligeramente menor al área de todo el departamento del Huila, que cuenta con 19,890 km².

Hemos identificado a partir de la literatura revisada por pares varios conductores de CUCT para Colombia. Sin pretender ofrecer una lista exhaustiva, encontramos evidencia de que las siguientes variables pueden ser impulsoras potencialmente predictivas de la dinámica forestal: algunas robustas sin cambio de signo; otras, contradictorias con cambio de signo. Como tales, los cultivos ilícitos, la minería ilegal, el conflicto armado, la expansión de la frontera agrícola (incluida la ganadería), la expansión urbana, las corrientes de aire, las carreteras, la distancia a los ríos, la migración, la distribución del ingreso y, finalmente, las áreas protegidas pueden impulsar la deforestación. Veremos evidencia de esto último en el capítulo 3; sin embargo, no se menosprecia que las áreas protegidas también pueden evitar la deforestación, como se demuestra en muchos países.

El cultivo de coca ha comprometido los bosques colombianos en casos como el de los departamentos de Caquetá y Putumayo (Chadid et al., 2015; Rincón-Ruiz y Kallis, 2013; Murad y Pierce, 2018). La extracción de oro (Sánchez-Cuervo y Aide, 2013) y el conflicto armado (Castro-Núñez et al., 2017; Hoffmann et al., 2018) también han sido causas de deforestación. Se ha observado que las expansiones agrícola y urbana están asociadas negativamente con la cobertura forestal (Portillo-Quintero et al., 2012) incluidas las plantaciones de aceite de palma (Castiblanco et al., 2013). El clima cumple un rol protagónico, ya que las corrientes de aire (Armenteras y Retana, 2012) y las tem-

peraturas más bajas (Sánchez-Cuervo y Aide, 2013) pueden impulsar la deforestación, aunque la evidencia no es concluyente. De hecho, algunos estudios han informado de una mayor deforestación a mayor temperatura y viceversa. La pendiente está asociada positivamente con la deforestación (Armenteras et al., 2013), aunque las superficies planas sufrieron por primera vez el uso de la tierra. Otros impulsores importantes son la distancia a los ríos (Ramírez y Orrego, 2011) o carreteras (Rodríguez, 2011), la migración (Armenteras et al., 2011), la colonización (Murad y Pierce, 2018), fuertes diferencias en la distribución del ingreso (Orrego, 2011), y el tipo de comunidad y grupo social, ya que se ha encontrado que los asentamientos no indígenas talan el bosque (Rodríguez et al., 2012) mientras que el manejo comunitario indígena reduce la deforestación (Blackman y Veit, 2018). Además, el cultivo de pastos para el ganado y el aumento de los precios de la carne sustituyen a los bosques (McAlpine et al., 2009; Quintero-Gallego et al., 2018), así como a los pastos nativos (Romero-Ruiz et al., 2012). No es de extrañar que Colombia sea uno de los criadores de bovinos más grandes del mundo con 23 millones de cabezas de ganado, lo que genera que se cubra alrededor del 38 % de la tierra con pastos (Nelson y Durschinger, 2015). Finalmente, las áreas protegidas contribuyen a evitar la deforestación (Rodríguez et al., 2013).

En el pasado, la mayoría de estos estudios sobre CUCT en Colombia se realizaron a escala regional o subregional, generalmente afirmando tasas de deforestación más altas en comparación con la forestación (Etter y van Wyngaarden, 2000; Etter et al., 2006a, 2006b, 2006c; Castiblanco et al., 2013; Rodríguez et al., 2012; Rodríguez, 2011; Chadid et al., 2015; Orrego, 2011; Murand y Pierce, 2018). A nuestro leal saber y entender, el trabajo de Ruiz et al. (2011) es el único que sugiere por primera vez evidencia de tasas de regeneración en la Amazonía colombiana. Para la región andina, el trabajo de Rodríguez y colaboradores (2012) no detecta una tendencia significativa, es decir, una pendiente de cero para la serie, en la deforestación entre 1985 y 2000. Si bien la evidencia presentada por Etter et al. (2008), Armenteras et al. (2013) y Cabrera et al. (2011) apoya mayores tasas de

deforestación en comparación con la sucesión a escala nacional, estudios más recientes (Sánchez-Cuervo y Aide, 2013; Sánchez-Cuervo et al., 2012) proponen lo contrario. Es claro que si no hay consenso sobre la dinámica de la cubierta forestal, un asunto relativamente sencillo a nivel nacional, regional o departamental, mucho menos es factible lograr consenso sobre los impulsores o conductores de este cambio. En el siguiente capítulo abordaremos este asunto con mayor precisión al comparar las cifras nacionales con las de Boyacá en particular.

Objetivos del capítulo

En el marco de los sistemas asociados humano-ambientales (SAHA), este capítulo pretende establecer los cambios y factores asociados al uso y cobertura de la tierra en el departamento de Boyacá, ocurrida entre 2001 y 2010, usando unas aproximaciones geoestadísticas de un espectro de posibilidades.

De otro lado, los objetivos específicos que permitirán alcanzar el objetivo general son:

1. Establecer la tendencia en cobertura boscosa y agrícola/herbácea en el departamento de Boyacá entre 2001 y 2010.
2. Comparar los conductores de cambio en CUCT derivados de tres aproximaciones estadísticas: mínimos cuadrados u *Ordinary Least Squares* (OLS), *randomForest* o bosques aleatorios y la regresión geográficamente Ponderada o *Geographically Weighted Regression* (GWR).
3. Visualizar el escenario de CUCT al 2020.

La estadística espacial

En esta sección se introducen tres aproximaciones estadísticas, la regresión ordinaria de mínimos cuadrados (*Ordinary Least Squares* - OLS), la regresión geográficamente ponderada (*Geographically Weighted Regression* - GWR) y los bosques aleatorios (*Random Forests* -

rF), para establecer la dinámica de la cobertura boscosa en Boyacá de 2001 a 2010.

A la estadística espacial le compete el análisis de datos espaciales y espacio-temporales, incluidas sus dependencias estadísticas, precisión e incertidumbres. Su metodología emerge de la teoría de probabilidades, los modelos estocásticos, la matemática estadística y las ciencias de la información (Spatial Statistics, 2015). Fotheringham y colegas (2002) sugieren que generalmente no se encuentra útil el reporte de observaciones globales, como el promedio de la temperatura en Colombia. Esta varía muchísimo de La Guajira a Nariño. No obstante, los mismos autores afirman que generalmente sí se aceptan enunciados globales de relaciones espaciales, por ejemplo, un modelo del ahorro para toda Colombia. La literatura científica está llena de análisis de este tipo de relaciones globales, mientras que los modelos locales continúan siendo excepcionales (Ruiz, 2013). La limitación principal de usar aproximaciones globales residen en que estas no pueden identificar la autocorrelación espacial o *Spatial Autocorrelation* (SA). Es por esto por lo que aproximaciones locales como Moran's I y G_i^* pueden detectar bolsillos, agrupaciones o *clusters* de asociación espacial (Grubestic et al., 2014). En otras palabras, zonas en el área de estudio que se caracterizan por relaciones estadísticas particulares.

Tobler (1970) postuló la primera ley de la geografía: “Todo está relacionado con todo, pero las entidades más cercanas están más relacionadas entre sí que las más distantes”. Esta puede conjugarse con la Ley de Gravitación Universal de Newton, simple pero fundamental. En ese orden de ideas el presente capítulo resalta el hecho que los datos espaciales tienen propiedades particulares, por lo cual es inapropiado aplicarles estadísticas provenientes de las ciencias no espaciales, si es que puede alejarse disciplina alguna de esto, del espacio. Es decir, todos los datos tienen un espacio y un tiempo, otra cosa es que los ignoremos o que a propósito se descarte el tiempo y lugar en la base de datos. El ancla de los datos espaciales es la ubicación, y no resulta correcto ignorar esta característica con estadísticos que asumen que el espacio no importa. Los modelos econométricos tradicionales no consideran

la correlación espacial de los datos (Duque et al., 2011) cuando la gran mayoría de los fenómenos sociales y ecológicos, por solo citar algunos ejemplos, presentan conglomeración espacial, a saber, la dependencia espacial de puntos o polígonos, también llamada autocorrelación espacial. La autocorrelación espacial fue abordada estadísticamente en la obra clásica de Griffith (1987), aunque no por vez primera. El indicador que mide este fenómeno es el Índice Local de Moran (Moran's I). Resulta extraño entonces que, a pesar de la evidencia, se busque aplicar complejos modelos estadísticos globales a datos que exhiben residuales aglomerados o incluso coeficientes que pueden variar de signo en el espacio. Estos modelos asumen un comportamiento de las variables espacialmente homogéneo, lo cual rara vez se cumple.

La regresión geográficamente ponderada

Lo novedoso de trabajar con la GWR es que esta actúa sobre la base de una OLS, lo cual, por su sencillez, es fácil de asimilar para muchas personas. La diferencia radica en incorporar el carácter local de los datos, considerando que existen correlaciones entre los datos de ciertas localidades y además incluye el concepto de vecino cercano o lejano, desde el punto de vista de la regresión. En otras palabras, a diferencia del modelo global con una sola ecuación, la GWR arroja una serie de ecuaciones locales. Incluso permite estimar una ecuación para un punto en particular donde no hay datos, juzgando la información de sus vecinos.

La GWR tiene su génesis a mediados de los años 90 (Brunsdon et al., 1996) y ha evolucionado rápidamente. En América Latina y en particular en Colombia el uso de esta regresión se encuentra en sus albores. Tan solo se encontró un artículo de GWR publicado en Colombia, el de Duque et al. (2011) sobre precios hedónicos de la vivienda en Medellín.

El modelo global más comúnmente usado es la regresión de mínimos cuadrados u *Ordinary Least Squares* (OLS), que aparece en la siguiente ecuación (e1.1):

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{1,i} + \cdots + \beta_k x_{k,i} + \varepsilon_i, \quad (\text{e 1.1})$$

Donde:

y_i es la variable dependiente

$x_{k,i}$ es la k – ésima variable independiente

β_k representan parámetros a estimar

ε_i es el error en la ubicación i

La GWR está dada por la siguiente ecuación (e1.2):

$$y_i = \beta_0(u_i, v_i) + \sum_k \beta_k(u_i, v_i) x_{k,i} + \varepsilon_i,$$

Donde: y_i es la variable dependiente

$x_{k,i}$ es la k – ésima variable independiente

ε_i es el error en la ubicación i

(u_i, v_i) son las coordenadas (x, y) de la i – ésima ubicación

$\beta_k(u_i, v_i)$ son los diversos condicionales sobre la ubicación

Por su parte, la GWR pondera cada punto de datos por su distancia desde el punto de regresión; por lo tanto, los puntos de datos más cercanos al punto de regresión se ponderan más fuertemente en la regresión local que los puntos de datos que están más lejos (Fotheringham et al., 2002). De lo anterior se puede inferir que esta aplicación es heredera de la Primera Ley de Geografía de Tobler (1970). El ancho de banda es una medida de la distancia de la desintegración en la función de ponderación, e indica el grado en que se suavizan los resultados

de las calibraciones locales resultantes. Los núcleos espaciales con un pequeño ancho de banda tienen un efecto notorio en la función de distancia y producen superficies más ásperas que los núcleos espaciales con un gran ancho de banda.

La regresión y clasificación con bosque aleatorio o *randomForest* (rF)

El modelamiento estadístico en bosque aleatorio o *randomForest* es de la autoría de Leo Breiman (2001). Es un método de ensamblaje en el cual se ajustan numerosos modelos y sus resultados se combinan con el fin de obtener predicciones más robustas (Slander, 2014; Svetnik et al., 2003). *RandomForest* es una programación para clasificación y regresión que usa combinaciones aleatorias, de ahí su nombre, tanto de variables como de observaciones para crear múltiples árboles de decisión, tantos que conforman un bosque. Cuando la variable dependiente es dicotómica se trata de clasificación y cuando es continua, de regresión. Tanto las variables como las observaciones se escogen aleatoriamente para construir árboles y tanto las variables como las observaciones seleccionadas pueden o no exhibir traslapo (Huete et al., 2002). *RandomForest* es una manera efectiva y rápida de ordenar la importancia de las variables independientes. Esta puede manejar relaciones no lineales, datos categóricos, datos no paramétricos y, finalmente, reducir los efectos de sobreajuste comunes en los árboles de decisión, así como la autocorrelación espacial que puede introducir sesgos en los modelos paramétricos lineales (Segal, 2004). Una de las ventajas de los árboles de decisión radica en que estos son fáciles de entender. A diferencia de un árbol de decisión, *randomForest* toma miles de combinaciones, de variables y observaciones, que permiten capturar las probabilidades; esto genera un resultado promedio y atenúa el impacto de los árboles deficientes.

Materiales y métodos

Esta sección comprende, en primera instancia, los procedimientos para obtener el CUCT a partir de la teledetección y luego el manejo estadístico espacial para modelar dicha dinámica en el departamento. Para los lectores que no están familiarizados con la teledetección les sugerimos dirigirse a la casilla de “teledetección”, que se presenta a continuación, ya que allí se exponen algunos principios básicos que son útiles para varios apartados de este libro.

La teledetección espacial óptica, principios elementales

La teledetección trata de la ciencia que observa a un objeto desde la distancia. Esta tiene su origen con el vuelo del hombre, primero en globos, luego en aviones y, desde hace unos sesenta y tres años, a través de los satélites que orbitan la Tierra. Hay dos ramas principales en la observación de la Tierra: los satélites activos y los pasivos. Los primeros son aquellos que emiten un rayo de energía que choca con la Tierra y rebota de regreso al sensor a bordo del satélite. Los segundos usan la luz o energía reflejada del sol; a las imágenes de satélite que se capturan de este último modo se les conoce como ópticas. Lo anterior quiere decir que la cobertura de nubes no permite observar lo que se encuentra debajo de estas. Adicionalmente, las sombras de las nubes opacan el reflejo, lo que introduce un ruido en la clasificación de la cobertura terrestre. Los satélites pueden ser geoestacionarios, esto quiere decir que giran con la Tierra observando siempre el mismo hemisferio o pueden tener órbitas heliosincrónicas o sincronizadas con el sol. Es por ello que estos pasan aproximadamente a la misma hora por las distintas regiones, regularmente entre 9:30-10:30 a.m. mientras recorre las zonas horarias de todo el mundo. Estos satélites pueden estar a 400 km (o más) de la Tierra, normalmente entre más lejos estén más área capturan. Los satélites de alta resolución espacial métrica o sub-métrica, como los satélites privados QuickBird o Ikonos, giran a esta altura. El satélite Terra orbita a 705 km. Hay que aclarar que una cosa es el satélite o vehículo y otra el sensor a bordo de este. Por ejemplo, a bordo del satélite Terra se encuentra el sensor MODIS. Este sensor

captura celdas de resolución de 250 metros. Dicha resolución hace referencia al tamaño de la celda o pixel. Una matriz de estas celdas es lo que compone la imagen satelital que no es otra cosa que información digital sobre la reflectancia en el espectro electromagnético, visible al ojo humano (azul, verde y rojo) y no visible (infrarrojo). Si bien hay una gama de bandas espectrales, solo hay tres cañones para proyectarla: el azul, el verde y el rojo. Es decir, solo podemos proyectar tres bandas a la vez. Si proyectamos las bandas roja, verde y azul en los cañones de luz rojo, verde y azul obtenemos una imagen de color natural. Es decir, RGB 321 en el caso del sensor TM, a bordo de LANDSAT. Es de común nomenclatura referirse a los cañones por sus siglas en inglés del rojo al azul: RGB (*Red, Green, Blue*). Continuando con el mismo sensor, si proyectamos la banda del infrarrojo medio o banda 5 en el cañón rojo, el infrarrojo cercano o banda 4 en el verde y la banda 3 o rojo obtendríamos una RGB 543 o de falso color, el color natural se daría con RGB 321, cada banda en su color. Al proyectar el infrarrojo cercano, la vegetación se resalta toda vez que la vegetación en el infrarrojo cercano presenta mucho brillo y los ojos del ser humano no son sensibles a este espectro.

Una imagen satelital del Enhanced Thematic Mapper+, a bordo del satélite LANDSAT 7, mide 170 por 183 km y está conformada por celdas de 30 por 30 metros para el visible y el infrarrojo cercano y 15 metros para el pancromático o blanco y negro. Otro tipo de resolución importante es la temporal, esto es, el número de días en que el sensor vuelve a capturar el mismo lugar. Los sensores a bordo de los satélites LANDSAT capturan el mismo lugar cada quince días; el sensor MODIS de uno a dos días. La resolución espectral hace referencia al número de bandas y al ancho en que fraccionan el espectro visible y el infrarrojo; pueden ser cuatro: los tres del visible (azul, verde y rojo) y el infrarrojo cercano típico de Ikonos, mientras que el último sensor OLI a bordo de LANDSAT 8 tiene once bandas, cuatro de ellas en el espectro visible. El ancho de las bandas se mide en nanómetros (la millonésima parte de un metro); se usa la sigla “nm” para este fin. Por último, la resolución radiométrica hace referencia a los números digita-

les del pixel, es decir, a su sensibilidad. Por ejemplo, el sensor ETM+ a bordo de LANDSAT 7 contaba con 8 bits para un rango de números digitales del 0 al 255. El sensor OLI, a bordo de LANDSAT 8, tiene 16 bits para un rango de números digitales de 0 a 65,535, dos órdenes de magnitud más sensible que el sensor ETM+. En este libro vamos a referirnos solo a un limitado juego de sensores: los tipo MODIS, de gruesa resolución espacial, pero alta temporal; los de alta resolución espacial como QuickBird e Ikonos; y la serie de moderada resolución espacial como lo son Landsat 5, 7 y 8 TM, ETM+ y OLI.

Clasificación de uso, cobertura y Tierra a partir de la teledetección

Los datos de CUCT para la serie 2001-2010 para todos los municipios colombianos fueron suministrados por el profesor Mitch Aide de la Universidad de Puerto Rico en Río Piedras. En Excel se filtró la base de datos para obtener tan solo los del departamento de Boyacá. Mayores detalles acerca de la metodología arriba resumida pueden obtenerse de Sánchez-Cuervo y Aide (2013), Sánchez-Cuervo et al. (2012), Aide et al. (2013) y Clark y colaboradores (2012), a partir de trabajos que fueron aplicados en los más de 16,000 municipios de América Latina y el Caribe, desde el sur del Río Grande, incluyendo las Antillas, hasta la Patagonia. El proceso de recopilación se resume en tres pasos principales.

Primero. Se recogieron datos de referencia para el entrenamiento de la clasificación y la evaluación de precisión; estos datos de referencia se levantaron con el *Virtual Interpretation of Earth Web-Interface Tool* (VIEW-IT) la cual integra GE Javascript con otras tecnologías GEOWEB (Clark y Aide, 2011). VIEW-IT completa una grilla de interpretación de 250 x 250 metros o 625 hectáreas, centrada en los pixeles MODIS y la fuente de verificación es mediante una muestra de imágenes de alta resolución de Google Earth, en su mayoría proveniente de los satélites comerciales Ikonos y Quickbird, de alta resolución espacial, asignándosele la fecha y la interpretación del porcentaje de las clases de cobertura y una base de datos para verificación y procesamiento de los datos. Siguiendo las definiciones de Clark et al.

(2010), las muestras de referencia se asignaron a cinco clases; cuatro iniciales: cuerpos de agua, vegetación leñosa (árboles y arbustos), vegetación herbácea (pasturas), agricultura (cultivos anuales), plantaciones (cultivos perennes), construcciones (estructuras artificiales hechas por el hombre) y áreas desnudas (zonas de roca desnuda, suelo expuesto), siempre que la clase dominante sea al menos del 80 % de la grilla de interpretación. Una clase adicional o mixta se utiliza como vegetación leñosa mezclada con las clases herbácea/plantaciones/agrícola/áreas desnudas si las áreas presentan entre 20 y <80 %. Lo anterior se refiere al umbral del 80 % en la Figura 1.4.

Segundo. El cambio de CUCT se analizó para el periodo 2001-2010, a escala municipal. Mapas anuales de cobertura terrestre se elaboraron en ArcGis 10.3 al clasificar las imágenes MODIS MOD13Q1, obteniéndose los índices de vegetación. El producto es un mosaico de dieciséis días, a partir de los píxeles diarios, de la más alta calidad. Como resultado de lo anterior, se obtuvieron dos indicadores, el Índice de vegetación normal diferenciado o *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), así como el Índice de Vegetación Mejorado o *Enhanced Vegetation Index* (EVI), las reflectancias en las bandas azul (459–479 nm), rojo (620–670 nm), infrarrojo cercano (841–876 nm) e infrarrojo medio (2105–2155 nm) por píxel, y su validez con veintitrés escenas por año del 2001 al 2010. Para cada escena se calculan (a doce meses) dos ciclos de seis meses y tres de cuatro. La cobertura de validez se usa para remover las muestras no confiables antes de calcular la estadística descriptiva. Las imágenes satelitales se clasifican con el método de árboles de decisión en el programa estadístico “R” versión 2.12.2 (R, 2011), un programa estadístico de dominio público que permite la selección de rutinas específicas. El área de cada clase de cobertura fue calculada para cada año, por lo cual podemos denominarla área de la cobertura boscosa anual. Para cada municipio, que es la unidad de análisis, luego se usó un modelo OLS para determinar si el cambio fue significativo con un nivel alfa de significancia del 5 % para el periodo estudiado.

Tercero. El cálculo de las áreas de CUCT se llevó a cabo en rF bajo R siguiendo a Clark y Aide (2011). Las variables predictivas fueron las estadísticas de MODIS para 4, 6 y 12 meses para el EVI, y los números digitales del rojo, infrarrojo cercano e infrarrojo medio y fueron extraídas para el año correspondiente (2001 a 2010) a la imagen *QuickBird* o *Ikonos* de referencia en *Google Earth* (ver Figura 1.4).

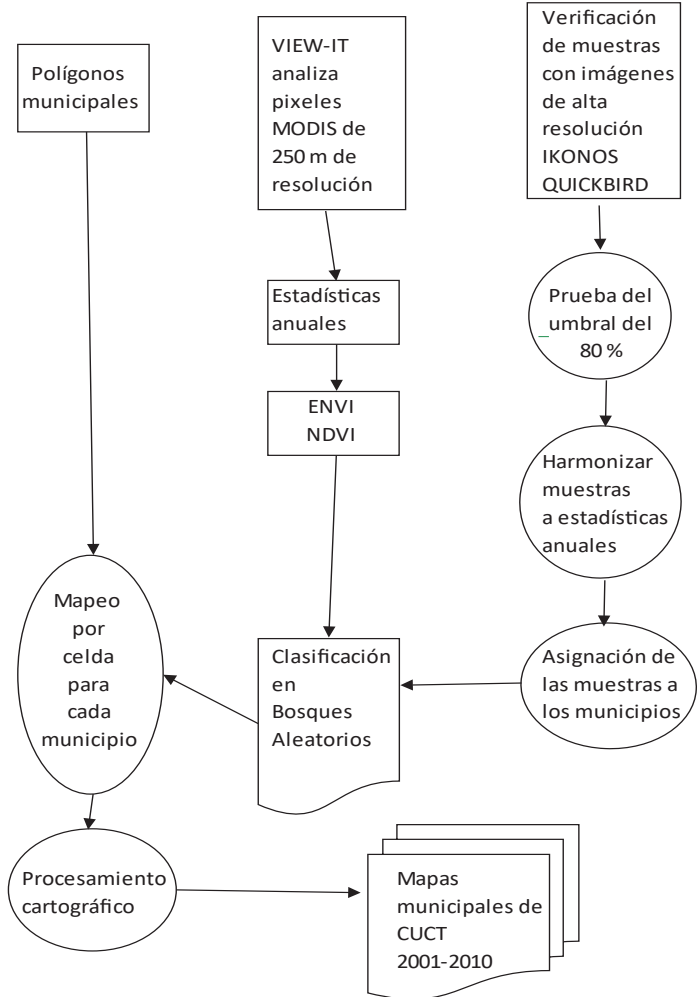


Figura 1.4
Diagrama de flujo del proceso de obtención del CUCT municipal 2001-2010

Nota. Adaptado de Clark et al. (2012).

Dinámica de la cobertura terrestre

Para describir los patrones de cambio terrestre para las tres coberturas principales de bosque (como variable dependiente y otras dos derivadas del anterior proceso: la cobertura mixta que está compuesta por la mezcla de bosque y plantaciones, y la cobertura agrícola/herbácea), para cada municipio se llevó a cabo una OLS. En esa regresión las tres variables nombradas fueron tomadas como dependientes, la independiente fue el tiempo para cada uno de los diez años de la cobertura de observación. Para cada municipio se obtiene un nivel de significancia, el coeficiente de correlación de Pearson (R), donde valores positivos significan un incremento en la cobertura boscosa y negativos una reducción; así como el coeficiente de la regresión de OLS, en el que al igual que en R, los valores positivos significan un incremento y los negativos una reducción.

Metodología de estadística espacial

Se tomaron una serie de variables explicativas del comportamiento del uso y cobertura boscosa en Boyacá. Estas variables provenían, en parte, de la base de datos original suministrada por la Universidad de Puerto Rico; otras se agregaron del SIGOT del IGAC y del Servicio Geológico de los Estados Unidos de América (ver Tabla 1.2). Del portal del SIGOT solo se agregaron variables que estuvieran completas para los 123 municipios boyacenses. La base de datos está compuesta por los siguientes cinco grupos: diez variables demográficas, once variables sociales, doce variables climatológicas, cuatro variables geográficas y seis variables agropecuarias, para un total de cuarenta y tres variables (Tabla 1.2). Seguidamente, se fusionaron los datos en Excel provenientes de la Universidad de Puerto Rico con los demás datos obtenidos por el autor, se ligaron en ArcMap 10.3 a la cartografía de los 123 municipios de Boyacá. Se llevó a cabo una suma de todos los 123 municipios para las tres coberturas obtenidas de MODIS arriba mencionadas para todo el departamento: bosques, bosques mezclados y agrícola/herbácea; luego se procedió a calcular una OLS con la serie

temporal 2001-2010 como variable independiente. De esta manera, se puede hacer la extrapolación de la regresión lineal a futuro.

Enseguida se llevó a cabo una regresión exploratoria en ArcMap (versión 10.3) para la variable dependiente, esto es, la pendiente de OLS con el alias de SR_Slope, y las 43 variables explicativas. En otras palabras, la variable dependiente es la pendiente de la cobertura boscosa de la regresión de mínimos cuadrados de los diez años de la serie para cada uno de los municipios de Boyacá. Siguiendo a Rosenshein y Scott (2012), este procedimiento requiere seis puntos de evaluación para obtener un modelo satisfactorio.

Tabla 1.2
Variables explicativas a nivel municipal utilizadas en los
modelos de regresión por tipo, fecha y fuente

Nombre	Año/s	Fuente
Variables demográficas		
Tasa de mortalidad infantil -TMI*: Número de niños que mueren antes de cumplir un año por 1000 nacidos vivos.	2007	DANE ¹
Población total: Proyección del número de habitantes totales en el municipio para un año en particular.	2000 y 2010	DANE ¹
Densidad poblacional*: Número de habitantes por km ² para un año en particular.	2000 y 2010	Este trabajo con base en el DANE ¹
Cambio de población total: población total 2000 - población total 2010.	2010	Este trabajo con base en el DANE ¹
Tasa de cambio población total: (población total 2000 - población total 2010) / población total 2000.	2010	Este trabajo con base en el DANE ¹
Población rural: Proyección de población de la población rural en el municipio.	2000 y 2010	DANE ¹
Tasa de cambio relativo, población rural*: (población rural en 2000 - 2010) / Población rural 2000.	2010	Este trabajo con base en el DANE ¹
Variables sociales		
Tamaño promedio del hogar*: Número de personas por hogar	2005	DANE ¹
NBI rural*: Porcentaje de personas en la zona rural que tienen insatisfecha alguna (una o más) de las necesidades definidas como básicas para subsistir en la sociedad a la cual pertenece. Capta condiciones de infraestructura y se complementa con indicadores.	2005	DANE ¹
Índice de condiciones de vida rural*: Cuantifica y caracteriza las condiciones de vida de los pobres y de los no pobres, comprendiendo también el fenómeno de la pobreza, al incluir variables relacionadas con la vivienda, los servicios públicos y los miembros del hogar, tenencia de bienes y percepción del jefe o del cónyuge sobre las condiciones de vida en el hogar.	2005	DANE ¹

Tasa de asistencia escolar*: Población de 11 a 17 años que asiste a un plantel educativo / (Población total de 11 a 17 años - Población 11 a 17 años que no informa asistencia) x 100.	2005	DANE ¹
Educación y capital humano total*: factor de ponderación de las categorías: escolaridad máxima del jefe de hogar, escolaridad promedio de personas de 12 y más años, proporción de jóvenes de 12 a 18 años que asisten a secundaria/universidad y proporción de niños de 5 a 11 años que asisten a un establecimiento educativo.	2005	DANE ¹
Tasa de alfabetismo rural*: Población rural mayor de 15 años que sabe leer y escribir/ población total rural mayores de 15 años.	2005	DANE ¹
Red vial*: Largo en km de vías pavimentadas y sin pavimentar en el municipio. Se sumaron todas las vías del municipio según la cartografía del Ministerio del Transporte para la red vial primaria.	2006	Este estudio con base en datos del Ministerio de Transporte ¹
Densidad de vías*: Kilómetros de la red vial dividido por el área en km ² del municipio.	2006	Este estudio
Consumo de energía*: Consumo promedio de Kilovatio por habitante para el sector residencial.	2007	Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios ¹
Participación electoral*: Número total de votantes por municipio / Número de potenciales electores del municipio) * 100.	2007	Registraduría Nacional del Estado Civil
Posición municipal a nivel departamental: Posición asignada al municipio dentro del departamento según disponibilidad de recursos, manejo del gasto, sostenibilidad del gasto y manejo de la deuda.	2010	Departamento Nacional de Planeación ¹
Variables climatológicas		
Temperatura media anual 1990-2005 (TEMPX): Promedio de la temperatura anual en grados Centígrados.	1990-2005	CRUD ²
Desviación estándar de la temperatura media anual.	1990-2005	CRUD ²
Temperatura media mensual en grados centígrados: Promedio de la temperatura mensual en grados Centígrados.	1990-2005	CRUD ²
Desviación estándar de la temperatura media mensual.	1990-2005	CRUD ²
Precipitación media anual: Precipitación acumulada en el municipio durante un año en milímetros por metro cuadrado.	1990-2005	CRUD ²
Desviación estándar de la precipitación media anual.	1990-2005	CRUD ²
Precipitación media mensual: Precipitación Promedio acumulada en el municipio durante un mes en milímetros por metro cuadrado.	1990-2005	CRUD ²
Desviación estándar de la precipitación media mensual. (Temp_Std_M).	1990-2005	CRUD ²
Precipitación media anual: Precipitación acumulada en el municipio durante un año en mm, a diferencia de CRUD, CHIRPS utiliza la red de estaciones del IDEAM en los modelos.	1981-2013	CHIRPS ³
Desviación estándar de la precipitación media anual.	1981-2013	Este estudio

Precipitación media mensual: Precipitación acumulada en el municipio durante un año en mm, su cálculo es igual que la anual, tan solo varía la ventana temporal.	1981-2013	CHIRPS ³
Desviación estándar de la precipitación media mensual.	1981-2013	Este estudio
Variables geográficas		
Elevación*: Altura promedio del municipio en metros sobre el nivel del mar.	2008	CGIAR-CSI ⁴
Desviación estándar de la elevación promedio: Mayores números indican la presencia de montañas y menores números que el municipio es más plano.	2008	CGIAR-CSI ⁴
Área del municipio* (AREA_KM²): El área oficial del municipio en km².	2010	IGAC ¹
Bosques*: Área en km² de cobertura boscosa en el municipio para un año en particular. Se extrae a partir de píxeles que exhiben más del 80 % de esta cobertura.	2001, 2005 y 2010	Sánchez-Cuervo y Aide, 2013.
Variables del Campo		
Número de bovinos*: Número de cabezas de ganado bovino en el municipio.	2006	Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural ¹
Densidad de bovinos*: Para el 2006. Fuente: Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. Número de cabezas de bovinos por km² del municipio	2006	Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural
Densidad de bovinos por pastos*: Número promedio de bovinos por km² de cobertura herbácea para el 2006.	2006	Este estudio
Tamaño promedio de los predios rurales*: Promedio calculado en hectáreas teniendo en cuenta el total de los predios rurales por municipio y el área oficial municipal.	2009	IGAC ¹
Pendiente de la cobertura agrícola-herbácea (AGHERB o SR_SLOPE²): Esta cifra oscila entre -1 y 1, y denota la pérdida o ganancia de esta cobertura en el municipio entre 2001 y 2010. Se obtiene a partir de píxeles con más del 80 % de esta cobertura.	2010	Sánchez-Cuervo y Aide, 2013
Pendiente de la cobertura mixta bosques / pasturas / plantaciones agrícolas / suelos desnudos (MIXEDWOOD o SR_SLOPE²): Esta cifra oscila entre -1 y 1, y denota la pérdida o ganancia de esta cobertura a partir de píxeles que tenían entre el 20 y el 80 % de cobertura mixta en el municipio entre 2001 y 2010.	2010	Sánchez-Cuervo y Aide, 2013

Nota. Aquellas variables marcadas con * denotan que también se les calculó el logaritmo natural. Los alias de las variables más robustas utilizadas en las regresiones randomForest y GWR aparecen en paréntesis.

¹Datos descargados del portal del Sistema de Información Geográfica para la Planeación y el Ordenamiento Territorial (SIGOT) del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC): <http://sigotn.igac.gov.co/sigotn/> se tuvo acceso el 10 de septiembre de 2015

²CRUD: *Climatic Research Unit Datasets, University of East Anglia (UEA)*: <http://www.cru.uea.ac.uk/cru/data/hrg-interim/> se tuvo acceso el 30 de agosto de 2015.

³Climate Hazards Group Infrared Precipitation with Stations (CHIRPS): <http://chg.geog.ucsb.edu/tools/snippets/demo.html>

⁴CGIAR-CSI: Consultative Group on International Agriculture Research-Consortium for Spatial Research. SRTM (Shuttle Radar Topography Mission 90 m Database): <http://srtm.csi.cgiar.org>.

Las seis reglas que se tuvieron en cuenta para la selección del modelo de OLS fueron:

1. El signo (+/-) de los coeficientes debe ser el esperado. Por ejemplo, la pobreza y la tasa de mortalidad infantil deben presentar una asociación positiva.
2. En el modelo, cada variable debe ser significativa con un nivel alfa del 5 %.
3. El índice de inflación de la varianza (*Variance Inflation Factor* o VIF por sus siglas en inglés) mide la severidad de la colinearidad; en otras palabras, la redundancia entre las variables explicativas. Se mide cuánta inflación de la varianza se debe a multicolinealidad; en una regresión de mínimos cuadrados debe ser inferior a 7,5.
4. Los residuales deben exhibir un patrón aleatorio. Idealmente, los residuales deben ser normalmente distribuidos con una media de cero. Para tal efecto, el programa reporta la prueba I de Moran, con el alias SA (Spatial Autocorrelation), con el fin de determinar si hay un sesgo de los residuales de la OLS, es decir, si existe autocorrelación espacial.
5. Las sobre y sub predicciones deben exhibir un patrón aleatorio. Si la prueba de Jarque-Bera (con el alias JB) es significativa, sería indicativo de una distribución no normal, en otras palabras, se presenta un sesgo (Jarque y Bera, 1987).
6. El R^2 ajustado (R^2A) debe ser superior al 50 %. Este indicador refleja la parsimonia del modelo de cara al número de variables independientes. Las variables independientes explican al menos la mitad de la variación en la variable dependiente. Adicionalmente, se busca reducir el *Akaike Information Criterion* (AICc). Este último es el criterio de información de Akaike de segundo orden y es una medida de la calidad relativa del ajuste del modelo, teniendo en cuenta el ajuste y su complejidad (Burnham y Anderson, 2003).

No se trata de pasar cuatro o cinco reglas de las seis, sino que se deben aprobar todas las seis reglas (Rosenshein y Scott, 2012).

Entonces, se buscó cumplir con todos los criterios ya mencionados, hasta llegar a un modelo ajustado. La herramienta *Exploratory Regression*, corre miles de combinaciones posibles de las variables independientes (21,699 para ser exactos en el caso observado, como aparece en la segunda página de la salida de la regresión exploratoria en el Anexo 1). Para los modelos con el R^2 ajustado más alto R^2A , arroja para cada uno de los mejores modelos en la misma fila el R^2A , AICc, JB, K(BP) VIF y SA. La salida de la regresión exploratoria marca los modelos satisfactorios como *passing models* (Anexo 1). Aquí, se debe considerar la regla 1, mencionada líneas arriba, a saber, si el signo de los coeficientes debe ser el esperado a criterio del investigador. En la introducción se mencionó que esto podría no ser tan claro cuando, por ejemplo, la pendiente del terreno en un momento puede tener una pendiente negativa respecto de la deforestación en una zona no intervenida y luego una positiva, cuando las zonas más planas ya fueron deforestadas. Otro caso, más sencillo, se da en la relación entre altura y temperatura, la cual debe ser negativa o inversa. Este proceso fue iterativo, ya que se inicia con todas las variables, y de cara a los resultados del resumen de la importancia de variables (*Summary of Variable Significance*) se fueron descremando. Esto significa, escoger las variables más robustas y que no sean repetitivas, es decir, dos variables o más explican lo mismo.

En la segunda mitad de la segunda página del Anexo 1 aparece el resumen de la multicolinealidad (*Summary of Multicollinearity*). Aquí aparecen las variables y sus redundantes covariables. Salta a la vista cómo las variables socioeconómicas y demográficas son redundantes entre sí, en otras palabras, varias de estas explican lo mismo al modelo y no aportan mayor valor explicativo. Dicho de otra forma, este procedimiento debe arrojar, al menos, un modelo apropiadamente especificado para luego continuar con una evaluación del mismo modelo en GWR y *randomForest*. Enseguida, se observa el estadístico de Koenker, alias K(BP), en el reporte de salida de la regresión exploratoria para los modelos que pasaron. Esta prueba de estacionalidad indica si las variables explicativas y dependientes exhiben una relación consistente, tanto en el espacio geográfico como en el de los datos (ESRI, 2016). Luego de

obtener un modelo satisfactorio, apropiadamente especificado, en el Anexo 1, debajo de “Choose 5 of 20”, aparece el R^2 de 0.73 (en la fila cinco) como el mejor:

+POP CHANGE

+TEMP MEAN

-SR_SLOPE1

-SR_SLOPE2

+WOODYR

La regresión exploratoria en ArcMap se pasó a correr en el mismo programa la rutina OLS (Anexo 2). En el caso de haberse encontrado una prueba de Koenker estadísticamente significativa, es decir, inferior al 0,05%, entonces, se intuye que el modelo no es estacional, y en la salida de OLS se debe observar el desempeño de las probabilidades robustas (Robust_pr) y el estadístico de Wald (ESRI, 2016) para evaluar el papel de los coeficientes en el modelo general. Los modelos con una prueba de Koenker significativa son buenos candidatos para GWR (Rosenstein y Scott, 2012). Por esta razón, a pesar de tener un modelo apropiadamente especificado, las relaciones no son las mismas espacialmente, de ahí, la importancia de continuar con GWR. En el ejemplo del Anexo 1 se aprecia que los dos modelos que pasaron exhiben una prueba de K(BP) significativa.

A continuación, se procede a correr la prueba de autocorrelación espacial, Moran's I en los residuales, con el fin de asegurarse de que estos se distribuyen aleatoriamente en el espacio. De no ser así, esto sería indicativo de que el modelo no es apropiado y que hay al menos una variable explicativa importante que hace falta. De cualquier forma, los resultados de la OLS sin distribución aleatoria de los residuales no pueden ser confiables.

La metodología utilizada para *randomForest* se resume a continuación. En aras de la comparación se usan exactamente las mismas tres variables identificadas en la regresión exploratoria, con las que se corrió GWR, es decir, la pendiente de la cobertura boscosa (WOODSLOPE) como variable dependiente y tres variables independientes: la temperatura media anual y las pendientes de las coberturas agrícolas/herbácea y mixta de bosque con plantaciones (TEMPX, AGHERB y MIXEDWOO respectivamente). Se utilizó el paquete *randomForest* (Liaw y Wiener, 2002) en el programa R software (R, 2011). Aun cuando no se ha llegado a los resultados, y esta es la sección metodológica, toda vez que se pretende evaluar el desempeño de OLS frente a otros dos modelos GWR y *randomForest* es menester tener un modelo apropiadamente especificado para que la comparación sea válida.

El modelo de regresión de *randomForest* presenta dos parámetros: *ntree* (o el número total de árboles a tener en el bosque) y *mtry* (o el número de ramas). Para balancear el tiempo de computación y al mismo tiempo no introducir sesgos en la importancia de las variables, un valor efectivo de *ntree* y *mtry* debe ser especificado (Strobl et al., 2007). Se recomienda usar la raíz cuadrada del número de variables como valor de *mtry* para garantizar resultados estables (Strobl et al., 2007). Con tan solo tres variables independientes se establecieron tres ramas. Mientras OLS y GWR usan el R^2 ajustado, entre otros, como un indicador general del ajuste del modelo, en *randomForest* se usa el porcentaje de incremento del error medio cuadrático (*Percentage increase in mean square error*, %IncMSE) para identificar las variables con mayor poder predictivo en el modelo.

Resultados

La cobertura boscosa aumentó en el departamento en un 18 %, es decir, en aproximadamente 587 km², siendo la ecuación de mínimos cuadrados significativa (Figura 1.5). Este resultado es comparable con el área del municipio de Socotá. En veintiún municipios no se presentó ningún cambio, lo que significa que marcaron, pendiente con

inclinación de cero. Por otro lado, en veintidós municipios se presentó un incremento de la cobertura boscosa. En doce de esos municipios la pendiente fue positiva y muy significativa (p menor que 0,01); cabe destacar que Maripí y Monquirá obtuvieron la mayor pendiente (Figura 1.6). Adicionalmente, en diez municipios la pendiente también fue positiva, pero menos significativa (p entre 0,01 y 0,05), y en los ochenta restantes en ningún caso la pendiente fue significativa, a pesar de haber unos pocos municipios con pendientes negativas, lo que es indicio de una reducción de la cobertura boscosa. De continuar esta tendencia, para el año 2020 la cobertura boscosa estaría cerca de los 5,000 km². Este escenario es conservador, ya que aún faltaría considerar la clase mixta de cobertura boscosa con otras coberturas, sin embargo, la tendencia en esta clase mixta no resultó significativa. Por su parte, la cobertura agropecuaria medida con agricultura y pastos (AGHERB) tampoco mostró una tendencia estadísticamente significativa (Figura 1.5).

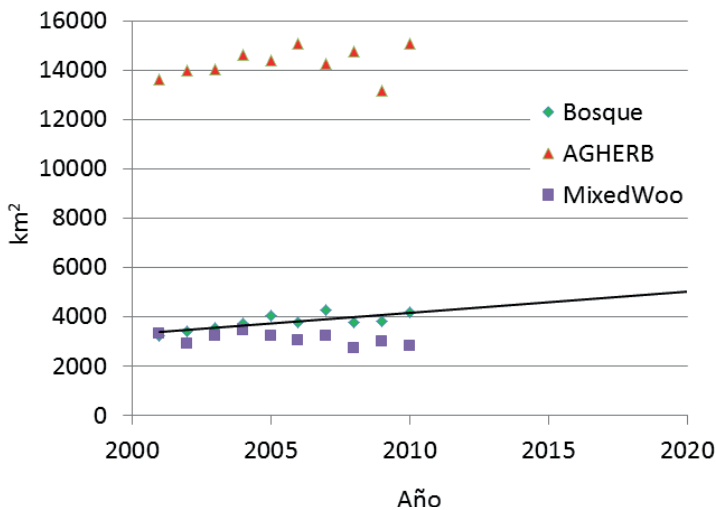


Figura 1.5

Área boscosa y agrícola-herbácea (AGHERB) y bosque mezclado con otras coberturas (MIXEDWOO) en el departamento de Boyacá en km² entre 2001-2010 y línea de tendencia de la cobertura boscosa hasta 2020

Nota. Para el bosque el coeficiente de Correlación de Pearson es 78,81 % $p < 0,01$. Para la cobertura agrícola y herbácea (AGHERB) y la mezcla de bosque con otras coberturas (MIXEDWOO), las series no son significativas.

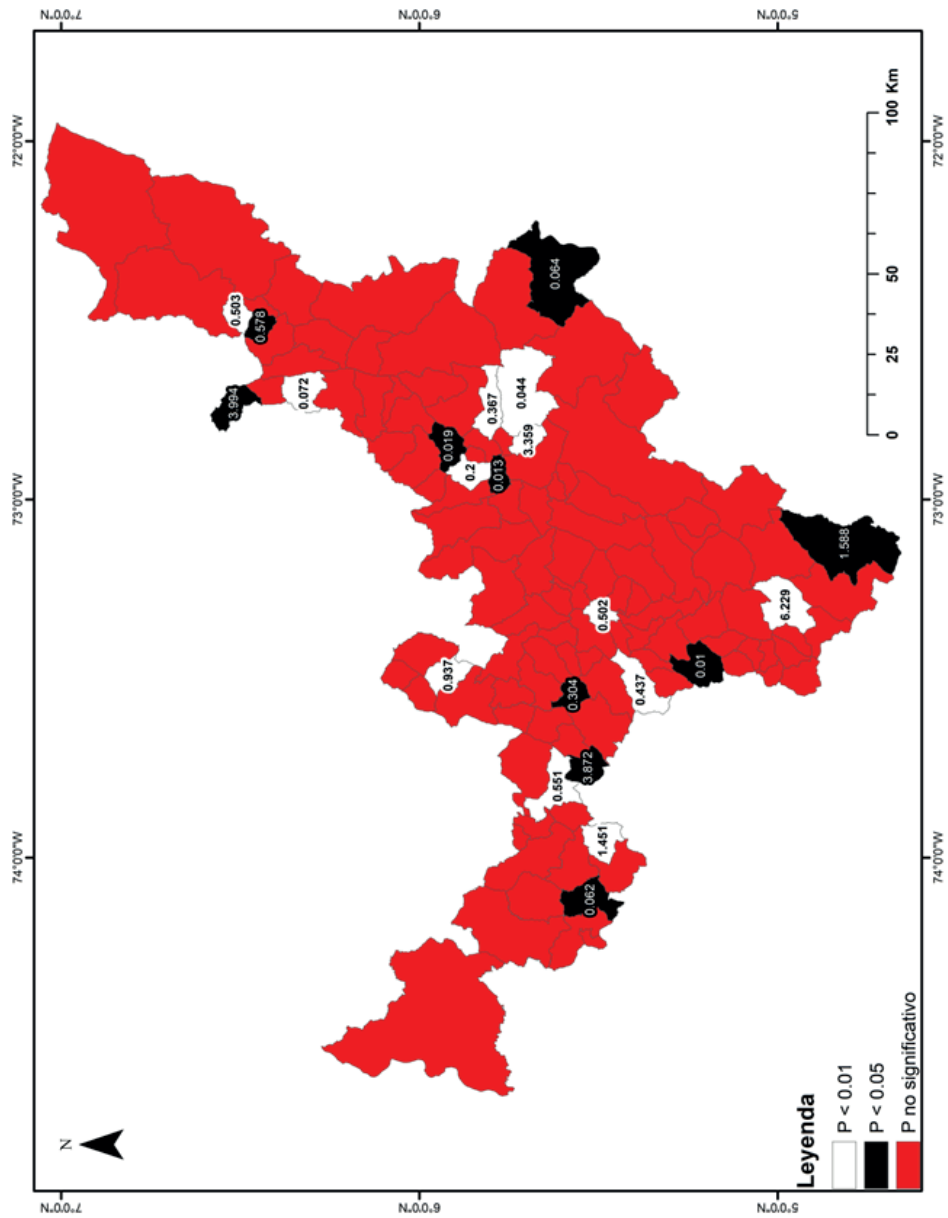


Figura 1.6

Coeficientes de la pendiente de la cobertura boscosa vs año del modelo de regresión de mínimos cuadrados (OLS) que explican la tendencia del área boscosa, 2001-2010, en los 123 municipios boyacenses

Nota. En rojo sin valor significativo, en negro $p < 0,05$ y en blanco $p < 0,01$.

Los modelos que inicialmente se corrieron, con el coeficiente de correlación de Pearson (R) y la pendiente de la cobertura boscosa, no produjeron resultados satisfactorios en la regresión exploratoria, bien por no superar el umbral del R^2 ajustado del 50 % y/o por presentar una prueba JB significativa. Esto último sugería que no era apropiado introducir en el modelo variables nominales o dicotómicas que irían a exacerbar la significancia de la prueba JB. Lo anterior parece ser contraintuitivo, pero en realidad es relajar el modelo toda vez que es más difícil llegar a la significancia del 5 % que a la del 10 %, siendo este último el valor por defecto del programa. El umbral por defecto de ArcMap se procede a reducir el nivel de significancia del 0.1 al 0,05 %. Lo anterior es indicativo de que la distribución presenta sesgos. Paralelamente, se procedió a calcular el logaritmo natural de algunas variables independientes (Tabla 1.2), aquellas variables marcadas con asterisco (*). Por ejemplo, la tasa de cambio relativo de población rural presentaba observaciones negativas. A estas se les sumó una constante con el fin de obtener cifras muy ligeramente mayores a cero y así poder calcular el logaritmo natural. Esta transformación logarítmica reduce el sesgo en la distribución de las variables, acercándola más a una distribución normal. Luego se ensayó la pendiente de la regresión de OLS de la cobertura boscosa (SR_Slope) de los diez años de la ventana de observación. Se encuentra que hay dos modelos que pasan las pruebas de la regresión exploratoria (Tabla 1.3).

Tabla 1.3

Resultados de dos modelos que pasan las pruebas de la regresión exploratoria en ArcMap con la pendiente de la cobertura boscosa como variable dependiente para los 123 municipios boyacenses

Variable dependiente: coeficiente (pendiente) de la cobertura boscosa	R^2 ajustado	Variables explicativas
SR_SLOPE	69,5 %	-AREA_KM2*** +AREA_I*** +TEMP_MEAN_*** -SR_SLOPE1*** -SR_SLOPE2***
	69,3 %	-AREA_KM2*** +AREA_I*** +POP_CHANGE** -SR_SLOPE1*** -SR_SLOPE2***

Nota. Significancia: ***=0.01 **=0.05

No obstante, resulta paradójico que los signos de la misma variable área, con y sin logaritmo, exhiban signo diferente. Adicionalmente, el modelo que incluye la variable de cambio poblacional (POP_CHANGE), que se encuentra positivamente asociado a la cobertura boscosa, resulta ser un hecho no esperado, toda vez que hay una abrumadora evidencia académica que soporta lo contrario. En otras palabras, a mayor población menor cobertura boscosa. Se corrió la prueba Moran's I en el mismo programa, la cual arrojó unos residuales aleatorios. La regresión exploratoria y la prueba de Moran son dos pasos importantes, ya que en los albores de la GWR no se llevaban a cabo, lo cual pone en duda los resultados de esta regresión por no tener un modelo adecuadamente formulado. Sin embargo, GWR no corre en ArcMap 10,3 emitiendo la advertencia de multicolinealidad global o local.

Luego se procedió a realizar el mismo análisis separando los municipios por ecorregión. En otras palabras, en el ejercicio anterior se hizo el análisis para los 123 municipios que representan las cuatro ecorregiones en Boyacá. Ahora, se hace observando los municipios dentro de cada una de las cuatro ecorregiones. Inmediatamente queda por fuera el municipio de Puerto Boyacá, por ser el único en el departamento con la ecorregión Magdalena-Urabá Húmedo, (Tabla 1.1 y Figura 1.2). De igual forma, a la ecorregión de páramo, con diecisiete municipios, no se le puede llevar a cabo el análisis de regresión exploratoria, ya que esta solo es adecuada para treinta o más observaciones, aviso de advertencia que arroja la regresión exploratoria en el programa ArcMap v. 10.3.

La ecorregión Cordillera Oriental continuó presentando problemas en su modelación por fallar persistentemente la prueba JB. Otro problema que se da es que con cinco municipios separados del grupo principal (ver Figura 1.1) se volvía a tener un número de municipios contiguos inferior a treinta, veintisiete para ser exactos. Entonces, quedó tan solo la ecorregión Andina Norte con sesenta y nueve municipios.

Se vuelve a correr nuevamente la regresión exploratoria para la ecorregión Andina con la pendiente de la cobertura boscosa como variable dependiente (WOODSLOPE) y se encuentran dos modelos que pasan las pruebas; se escoge la pendiente de la cobertura agrícola/herbácea (-AGHERB***), la pendiente de la cobertura de bosque con otras coberturas (-MIXEDWOO***) y la temperatura media anual (+TEMPX***), ver Tabla 2. Estas tres variables son altamente significativas y exhiben unos signos esperados, es decir, las dos primeras se encuentran negativamente asociadas a la cobertura boscosa, mientras que la cobertura boscosa sube con el aumento de temperatura media anual en los municipios de esta ecorregión. En otras palabras, los municipios a menor elevación, es más probable que exhiban mayor cobertura boscosa.

Es importante subrayar que ninguna variable socioeconómica salió a flote como explicativa del cambio de la cobertura boscosa en la ecorregión Andina. El R^2 ajustado es de 82 % (Tabla 1.4). En primer lugar, se usaron los umbrales por defecto y luego se modificaron, pudiendo mejorar el resultado del R^2 ajustado. Se calculó la distancia promedio entre los municipios, lo que dio como resultado 8,5 km. Por lo anterior, cambió el Kernel fijo a 8,500 metros, pero los resultados no fueron aceptables toda vez que el AICc resultó negativo. Este se incrementa al doble, a 17,003 metros y se obtiene un modelo muy robusto, con alto R^2 ajustado y un bajo AICc. Paralelamente, se efectuó la regresión en *randomForest* (Tabla 1.4). Adicionalmente, se observó que “crecer” más de quinientos árboles en *randomForest* no mejoraba el desempeño del modelo. Salta a la vista que el último de arriba abajo, con 98.7 % de R^2 ajustado es el modelo más robusto con un bajo AICc (Tabla 1.4).

Las Figuras 1.7 a 1.9 presentan los coeficientes de la regresión de GWR con R^2 ajustado del 98,7 %, con los coeficientes de las tres variables en cada una, la temperatura media anual (TEMP_X), la cobertura herbácea y agrícola (AGHERB) y, por último, la cobertura mixta de bosque con otras coberturas (MIXEDWOO). Para las tres figuras, los coeficientes en rojo y naranja denotan valores negativos, esto es, contribuyen a reducir la pendiente de la cobertura boscosa en

el municipio. Los coeficientes de la temperatura media anual exhiben un espectro de valores en el caso de la provincia Norte y suroccidente de la provincia de Gutiérrez, (Figura 1.7). Estos son particularmente negativos en los municipios de El Espino, Guacamayas y Panqueba. Adicionalmente, se aprecia un bolsillo de valores negativos en la Provincia de Tundama. El mejor modelo de GWR sugiere que en estos municipios más fríos de la ecorregión se presenta mayor deforestación. Se trata de los municipios de Duitama, Santa Rosa de Viterbo, Floresta, Nobsa y Tibasosa (Figura 1.7).

Tabla 1.4
Resultado del R^2 ajustado y el criterio de información de Akaike de segundo orden (AICc) de los modelos de GWR y randomForest para la ecorregión Andina Norte, 71 municipios boyacenses

R² ajustado %	Modelo	Tipo de Kernel	Método de ancho de banda	AICc
82.0	OLS Global	n. a.	n. a.	138.0
84.9	GWR AICc Fijo	AICc	Fijo	127.2
87.2	GWR	Adaptativo	Validación cruzada	113.3
87.5	GWR	Fijo	parámetro de ancho de banda de 60 vecinos	108.3
98.7	GWR	Fijo	17,033 metros	20.1
79.1	<i>randomForest</i> *	n. a.	n.a.	n. a.

Nota. *Porcentaje de la varianza explicada.

Los coeficientes de la cobertura Herbácea y Agrícola nuevamente se observan muy fuertes en los municipios de Guacamayas, El Espino y Panqueba. Los coeficientes son negativos, pero no tan fuertes en la zona occidente y central de la provincia de Occidente, así como al norte de la provincia de Ricaurte. El modelo evidencia que, en el flanco oriental del departamento, la agricultura ha cedido terreno a la cobertura boscosa en la mayoría de municipios (Figura 1.8).

Por último, la cobertura mixta de bosque con otras coberturas, la cual se encuentra negativamente asociada con la cobertura boscosa, exhibe un patrón similar al observado por los coeficientes de la cobertura agrícola y herbácea. Nuevamente, y por tercera vez,

la triada de los municipios de Panqueba, Guacamayas y El Espino aparecen con los coeficientes más negativos. En cambio, la provincia de Occidente sobresale porque el modelo registra que esta cobertura mixta compromete a sus bosques. Opuestamente, en la provincia de Márquez esta cobertura parece haber cedido terreno a la sucesión boscosa (Figura 1.9).

Como era previsible, la GWR es útil en identificar bolsillos de particular desempeño en el modelo. Cabe anotar que el municipio de Cubará, al norte, limitando con Venezuela, exhibe los más altos coeficientes en las tres Figuras 1.7 a 1.9. Finalmente, los coeficientes para la cobertura agrícola y para la cobertura mixta son muy similares a nivel municipal porque siguen un patrón.

El incremento del porcentaje del error medio cuadrado resultante parece contraintuitivo, pero la evidencia sugiere que un mayor porcentaje del error medio cuadrado está asociado al mayor poder predictivo de las variables. El valor predictivo de *randomForest* fue de 79.1 % (Tabla 4), ligeramente inferior al que se obtuvo en el caso del modelo OLS global. No obstante, y como se verá más adelante, *randomForest* brinda una información adicional ausente en los modelos lineales OLS y GWR. La Tabla 1.5 presenta los valores de %IncMSE para las tres variables independientes usadas en *randomForest*. Estas son en orden de importancia: la pendiente de la cobertura mixta de bosques y plantaciones (Mixedwoo), los coeficientes de la cobertura agrícola y herbácea (AGHERB) y, por último, la temperatura media anual (TEMPX).

Tabla 1.5
Importancia de las variables independientes resultantes en el modelo de *randomForest*, según el Error Medio Cuadrado para la ecorregión Andina Norte con los coeficientes de la cobertura boscosa como variable dependiente, para 71 municipios boyacenses

Variable independiente	Porcentaje de incremento en el error medio cuadrado
Mixedwoo	28.01
Agherb	21.80
TempX	8.52

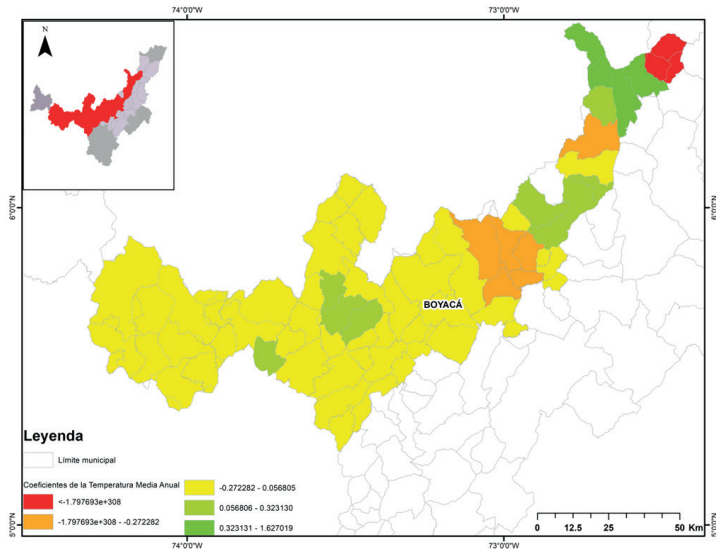


Figura 1.7
Coeficientes de la GWR con R^2 ajustado de 98.7 % para la temperatura media anual en la ecorregión Andina Norte

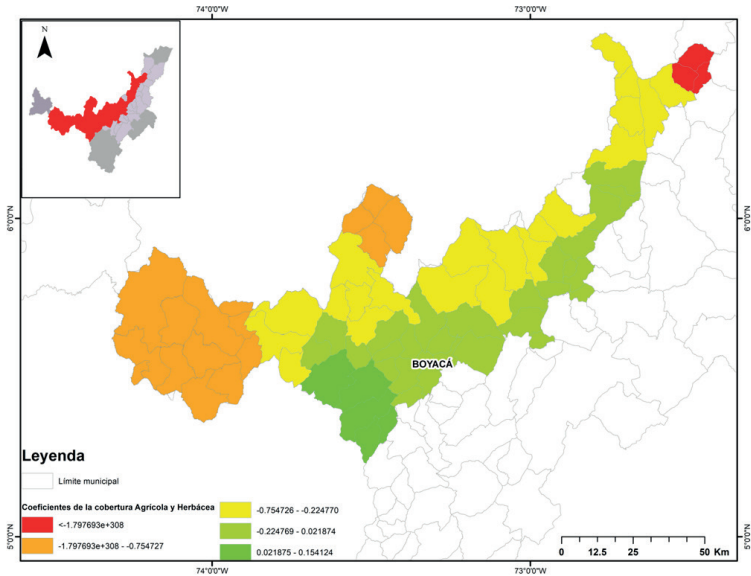


Figura 1.8
Coeficientes de la GWR con R^2 ajustado de 98.7 % para la cobertura herbácea/agrícola en la ecorregión Andina Norte

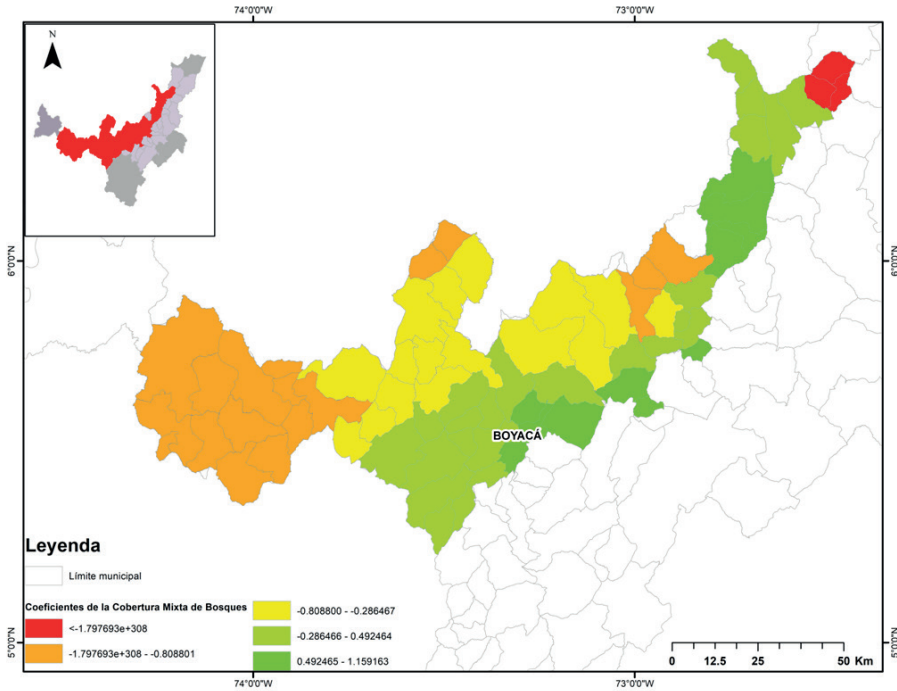


Figura 1.9
Coeficientes de la GWR con R^2 ajustado de 98.7 % para la cobertura mezclada de bosques con otras coberturas en la ecorregión Andina Norte

Finalmente, para visualizar la relación entre cada una de las tres variables explicativas y la variable dependiente (WOODSLOPE) se crearon las figuras de dependencia parcial (*Partial dependency plots*). Las Figuras 1.10, 1.11, y 1.12 muestran la dirección y rango de valores de la variable explicativa en cuestión, respecto a los cambios en WOODSLOPE.

Las figuras de las dependencias parciales de *randomForest* indican que la variable temperatura tiene un efecto positivo en la pendiente de la cobertura boscosa a partir de los 18 grados y, en particular, a los 22 grados, donde la pendiente de la cobertura boscosa se dispara. Esto es indicativo de que en los municipios más fríos de la región Andina

Norte hay mayor compromiso de la cobertura boscosa y, por el contrario, la cobertura boscosa aumenta en los más tibios.

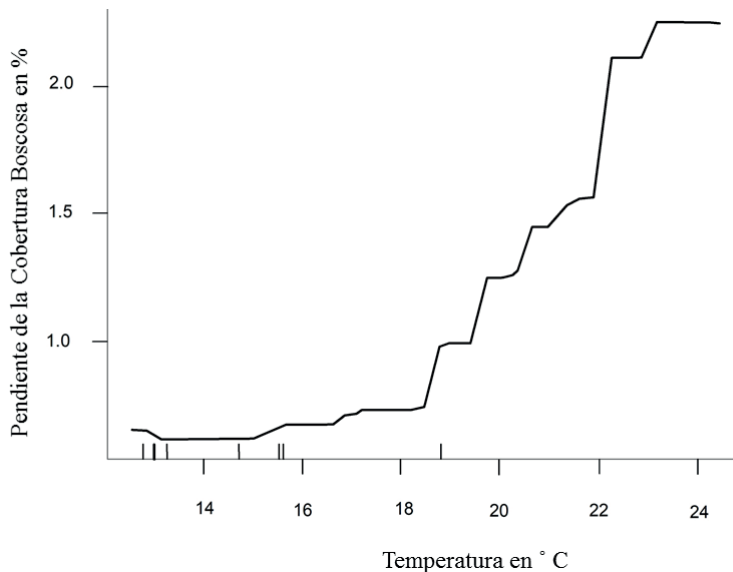


Figura 1.10

Gráfica de las dependencias parciales en randomForest para la variable dependiente, Pendiente de la cobertura boscosa (Eje Y) y la temperatura media anual en grados centígrados en 71 municipios boyacenses de la ecorregión Andina Norte como variable independiente

La Figura 1.11 muestra los resultados de *randomForest* para el coeficiente de la cobertura agrícola y herbácea como variable independiente y la cobertura boscosa como dependiente. La asociación es negativa y particularmente fuerte entre -1 y -0,5 de coeficientes de los coeficientes de AG/HERB que reducen la cobertura boscosa. El efecto de los coeficientes positivos se caracteriza por no tener mayor impacto en la cobertura boscosa, lo que parece ser contra intuitivo. Para notarse un cambio en los bosques, la pendiente de esta cobertura debe ser al menos 0,5.

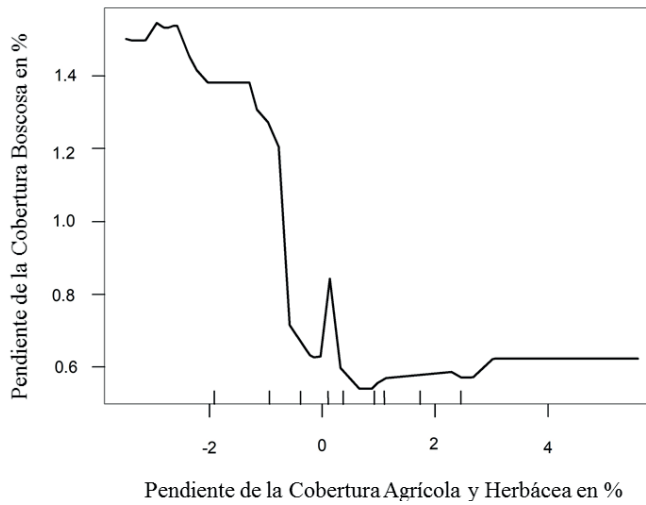


Figura 1.11

Gráfica de las dependencias parciales en randomForest para la variable dependiente, pendiente de la cobertura boscosa (Eje Y) y los coeficientes de la cobertura agrícola y herbácea como variable independiente en 71 municipios boyacenses de la ecorregión Andina Norte

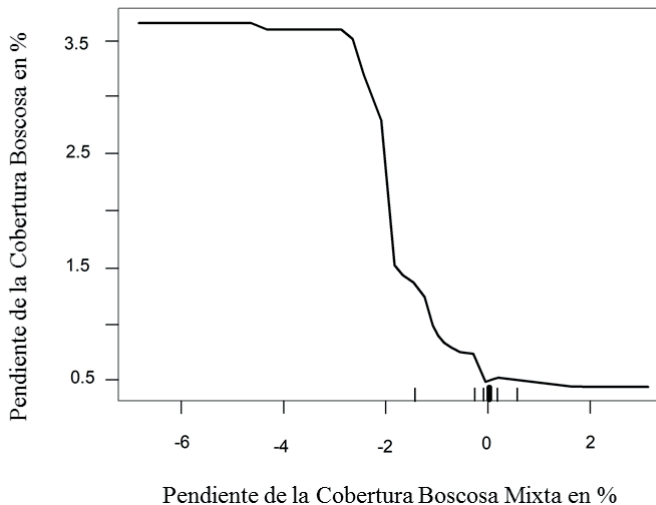


Figura 1.12

Gráfica de las dependencias parciales en randomForest para la variable dependiente, pendiente de la cobertura boscosa (Eje Y) y los coeficientes de la cobertura mixta de bosque y otras coberturas en 71 municipios boyacenses de la ecorregión Andina Norte

Por último están los resultados de los coeficientes de la cobertura mixta de plantaciones con bosque y otras coberturas (Figura 1.12). Los coeficientes muy negativos o positivos afectan poco la cobertura boscosa. No obstante, entre coeficientes de -2 a 0 se aprecia que hay una fuerte pendiente. Esta cobertura, en la opinión del autor, será más ubicua en Boyacá, con el abandono del campo y la protección de las rondas de ríos y quebradas.

Discusión

Boyacá ha experimentado una notoria emigración de sus campos; paralelamente la ganancia de la cobertura boscosa en su territorio es estadísticamente significativa. Paradójicamente, es muy pobre la contribución de las variables socioeconómicas, tal como la emigración, como conductoras del cambio de la cobertura boscosa en el departamento de Boyacá. Lo anterior está en sintonía con el trabajo de Sánchez-Cuervo et al. (2012) y Sánchez-Cuervo y Aide (2013), quienes encontraron en las variables climatológicas, antes que las sociales, el mayor poder predictivo.

El haber transformado las variables a su logaritmo natural con el fin de pasar la prueba de Jarque-Bera no tiene sentido en un medio ambiente de OLS, ya que la OLS es lineal y los logaritmos son curvos. Seguramente, por esta razón, la GWR no corrió, a pesar de que el modelo en la regresión exploratoria sí lo hizo. En efecto, el modelo global de OLS es indicativo taxativo de que la relación entre los datos y el modelo es altamente lineal, hecho soportado con el 82 % de R^2 ajustado. Esta relación se exagera con el GWR fijo, lo que indica que además de lo anterior, hay importantes variaciones locales en el modelo.

El segundo objetivo de la presente investigación pretendía comparar tres regresiones, la OLS, GWR y *randomForest*. La génesis de este objetivo específico radicaba en el trabajo de Sánchez-Cuervo y Aide (2013), el cual reportó para Colombia una explicación del 36.8 % de la variación en la regresión de *randomForest* utilizando el coeficiente

de correlación de Pearson como variable dependiente. Aquí flotaron dos inquietudes: la primera, se dejaba de explicar casi dos terceras partes de la variación del modelo. En este sentido, se esperaba con el presente trabajo que para el departamento de Boyacá se consiguiera un modelo que explicara al menos el 50 % de la variación. La segunda, el coeficiente de correlación de Pearson mide el ajuste del modelo y, si bien, puede tomar valores positivos o negativos, por ende, se puede dar el caso de un alto o bajo coeficiente con una baja pendiente. Al respecto, el autor estimó que era más robusto optar por la pendiente de la cobertura boscosa en aras de explicar con más parsimonia la dinámica de la cobertura boscosa en el departamento de Boyacá, y no el ajuste de un modelo.

La regresión con OLS se llevó a cabo con la regresión exploratoria de ArcMap y sirvió de antesala de las otras dos. Ahora bien, las regresiones por su naturaleza tienden a ser susceptibles de parcialidad, pero no ajenas a la literatura científica. Véase el trabajo en que Gagliasso et al. (2014) compara GWR, *randomForest*, Most Similar Neighbor (MNN) y Gradient Nearest Neighbor (GNN) para predecir la biomasa y el área basal en los bosques de Oregon. En este caso se trata de dos variables dependientes claramente no lineales toda vez que estas variables de la estructura boscosa presentan una asíntota a medida que los bosques llegan a su madurez. Para ser justos habría que tener un desempeño de las regresiones para evaluar las aproximaciones OLS, GWR y *randomForest*, para las cuales fueron creadas. Es decir, es como tener dos bicicletas, una de ruta y otra de montaña para ir entre dos puntos. Sin embargo, no sabemos cómo será el camino, si pavimentado o destapado. Esto es lo que ocurre exactamente con las dos aproximaciones estadísticas, hay una mejor que otra, dependiendo de los datos y los supuestos. No obstante, este escenario era muy incierto sin haber medido el desempeño de la relación de los modelos de cara a los datos.

La GWR es una herramienta útil para observar fenómenos locales, sin embargo, el precio que se paga son la gran cantidad de modelos que se generan y que impiden generalizaciones. Vimos por ejemplo, cómo el municipio de Cubará, al norte del departamento, presenta los

más altos coeficientes para la temperatura, así como para las coberturas agrícola y mixta. Por su parte, *randomForest* sirve como complemento para comprender mejor los fenómenos globales. Es decir, cómo oscila la variable dependiente con cambios en las variables independientes. En GWR y en OLS se asumen relaciones lineales, bien sea locales o globales. Por el contrario, en *randomForest* se aprecian sus cambios como respuesta de la dinámica de la variable independiente. Este aspecto es importante pues da luces de los niveles cuando una variable empieza a ser más o menos relevante.

El motivo de haber encontrado un par de modelos que se dieron en la ecorregión Andina Norte se debe a que esta concentra la mayor proporción de municipios con una ganancia de cobertura boscosa significativa. En otras palabras, para llegar al modelo GWR hay que tener un OLS apropiado que exige que las variables y el modelo sean significativas. Por lo tanto, no estoy de acuerdo con aplicar el GWR sin tener un modelo OLS apropiadamente formulado, como se encuentra con frecuencia.

Literatura citada

- Aide, M., Clark, M., Grau, R., López-Carr, D., Levy, M., Redo, D., Bonilla-Moheno, M., Riner, G., Andrade-Núñez, M., y Muñiz, M. (2013). Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica*, 45(2), 262–271. <https://www.jstor.org/stable/23525534>
- Armenteras, D., Rodríguez, N., Retana, J., y Morales, M. (2011). Understanding Deforestation in Montane and Lowland Forests of the Colombian Andes. *Regional Environmental Change*, 11(3), 693–705. <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0200-y>
- Armenteras, D., y Retana, J. (2012). Dynamics, Patterns and Causes of Fires in Northwestern Amazonia. *PLoS ONE*, 7(4), e35288. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035288>

- Armenteras, D., Cabrera, E., Rodríguez, N., y Retana, J. (2013). National and Regional Determinants of Tropical Deforestation in Colombia. *Regional Environmental Change*, 13, 1181-1193. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0433-7>
- Blackman, A., y Veit, P. (2018). Titled Amazon Indigenous Communities Cut Forest Carbon Emissions. *Ecological Economics*, 153, 56-67. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.06.016>
- Breiman, L. (2001). Random Forest. *Machine Learning*, 45, 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Brunsdon, C. F., Fotheringham, A. S., Charlton, M. E. (1996). Geographically Weighted Regression: a Method for Exploring Spatial Nonstationarity. *Geographical Analysis*, 28(4), 281-298. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1996.tb00936.x>
- Burnham, K. P., y Anderson, D. R. (2013). *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer.
- Cabrera E., Vargas D. M., Galindo G. García, M.C., y Ordóñez, M.F. (2011). *Memoria técnica de la cuantificación de la deforestación histórica nacional – escalas gruesa y fina*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales-IDEAM-. p. 91.
- Castiblanco, C., Etter, A., y Aide, T. M. (2013). Oil Palm Plantations in Colombia: A Model of Future Expansion. *Environmental Science & Policy*, 27, 172-183. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.01.003>
- Castro-Núñez, A., Mertz, O., Buritica, A., Sosa, C. C., y Lee, S. T. (2017). Land Related Grievances Shape Tropical Forest-Cover in Areas Affected by Armed-Conflict. *Applied Geography*, 85, 39-50. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.05.007>
- Chadid, M., Davalos, L. M., Molina, J., Armenteras, D. (2015). A Bayesian Spatial Model Highlights Distinct Dynamics in Deforestation from Coca and Pastures in an Andean

- Biodiversity Hotspot. *Forests*, 6(11), 3828-3846. <https://doi.org/10.3390/f6113828>
- Clark, M. L., Aide, T. M., Grau, H. R., y Riner, G. (2010). A scalable approach to mapping annual land-cover at 250-m using MODIS time series data: A case study in the Dry Chaco ecoregion of South America. *Remote Sensing of Environment*, 114(11), 2816–2832. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.07.001>
- Clark, M. L., y Aide, T. M. (2011). *An analysis of Decadal Land Change in Latin America and the Caribbean Mapped from 250–m MODIS data*; [Simposio]. 34th International Symposium on Remote Sensing of Environment; Sydney, Australia.
- Clark, M. L., Aide, T. M., y Riner, G. (2012). Land Change for all Municipalities in Latin America and the Caribbean Assessed from 250-m MODIS imagery (2001–2010). *Remote Sensing of Environment*, 126, 84-103. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.08.013>
- DANE. (2015). *Estimaciones y Proyecciones de Población*. <http://www.dane.gov.co/index.php/poblacion-y-demografia/proyecciones-de-poblacion>
- Duque, J. C., Velásquez, H., y Agudelo, J. (2011). Infraestructura pública y precios de vivienda: una aplicación de regresión geográficamente ponderada en el contexto de precios hedónicos. *Ecos de Economía*, 15(33), 95-122. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=329027268005>
- Ellis, E. A., Baerenklau, K. A., Marcos-Martínez, R., y Chávez, E. (2010). Land Use/Land cover Change Dynamics and Drivers in a Low-grade Marginal Coffee Growing Region of Veracruz, Mexico. *Agroforestry Systems*, 80, 61–84. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9339-2>
- ESRI. (2016). *Interpreting OLS Results*. http://resources.esri.com/help/9.3/arcgisengine/java/gp_toolref/spatial_statistics_tools/interpreting_ols_results.htm

- Etter, A., McAlpine, C., Phinn, S., Pullar, D., y Possingham, H. (2006a). Characterizing a Tropical Deforestation Wave: the Caquetá Colonization front in the Colombian Amazon. *Global Change Biology*, 12(8), 1409–1420. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01168.x>
- Etter, A., McAlpine, C., Phinn, S., Pullar, D., y Possingham, H. (2006b). Unplanned Land Clearing of Colombian Rainforests: Spreading like Disease? *Landscape and Urban Planning* 77(3), 240–254. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.03.002>
- Etter, A., McAlpine, C., Pullar, D., y Possingham, H. (2006c). Modelling the Conversion of Colombian Lowland Ecosystems since 1940: Drivers, Patterns and Rates. *Journal of Environmental Management*, 79(1), 74–87. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.05.017>
- Etter, A., McAlpine, C., y Possingham, H. (2008). Historical Patterns and Drivers of Landscape Change in Colombia since 1500: A Regionalized Spatial Approach. *Annals of the Association of American Geographers*, 98(1), 2-23. <http://www.jstor.org/stable/25515096>
- Fotheringham, A. S., Brunsdon, C., y Charlton, M. (2002). *Geographically Weighted Regression*. Wiley.
- Gagliasso, D., Hummel, S., y Temesgen, H. (2014). Comparison of Selected Parametric and Non-Parametric Imputation Methods for Estimating Forest Biomass and Basal Area. *Open Journal of Forestry*, 4(1), 42-48. <https://doi.org/10.4236/ojf.2014.41008>
- Griffith, D. A. (1987). *Spatial Autocorrelation: A primer*. AAG, Washington, D. C.
- Grubestic, T. H., Wey, R., y Murray, A. T. (2014). Spatial Clustering Overview and Comparison: Accuracy, Sensitivity, and Computational Expense. *Annals of the Association of American Geographers*, 104(6), 1134-1155. <https://doi.org/10.1080/00045608.2014.958389>

- Hoffmann, C., Garcia, J. R. y Kruger, T. (2018). A Local Perspective on Drivers and Measures to Slow Deforestation in the Andean-Amazonian Foothills of Colombia. *Land Use Policy*, 77, 377-391. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.043>
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodríguez, E. P., Gao, X., y Ferreira, L. G. (2002). Overview of the Radiometric and Biophysical Performance of the MODIS Vegetation Indices. *Remote Sensing of Environment*, 83(1-2), 195–213. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2)
- Jarque, C. M., y Bera, A. K. (1987). A Test for Normality of Observations and Regression Residuals. *International Statistical Review*, 55(2), 163-172. <https://doi.org/10.2307/1403192>
- Liaw, A., y Wiener, M. (2002). Classification and Regression by RandomForest. *R News*, 2(3), 18–22.
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S. R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., Pell, A. N., Deadman, P., Kratz, T., Lubchenco, J., Ostrom, E., Ouyang, Z., Provencher, W., Redman, C. L., Schneider, S. H., y Taylor, W. W. (2007a). Complexity of Coupled Human and Natural Systems. *Science*, 317(5844), 1513-1516. <https://doi.org/10.1126/science.1144004>
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S., Folke, C., Alberti, M., Redman, C., Schneider, S., Ostrom, E., Pell, A., Lubchenco, J., Taylor, W., Ouyang, Z., Deadman, P., Kratz, T., y Provencher, W. (2007b). Coupled Human and Natural Systems. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36(8), 639-649. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36%5b639:chans%5d2.0.co;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36%5b639:chans%5d2.0.co;2)
- McAlpine, C. A., Etter, A., Fearnside, P., Seabrook, L., y Laurance, W. (2009). Increasing World Consumption of Beef as a Driver of Regional and Global Change: a Call for Policy Action based on Evidence from Queensland (Australia), Colombia, and Brazil. *Global Environmental Change*, 19(1), 21-33. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.008>

- Muñoz-Gómez, F. A., Galicia-Sarmiento, L., y Humberto-Pérez, E. (2018). Agricultura Migratoria Conductor del Cambio de Uso del Suelo de Ecosistemas Alto Andinos de Colombia. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 16(1), 15–25. <https://doi.org/10.18684/bsaa.v16n1.620>
- Murad, C. A., y Pierce, J. (2018). Landsat Study of Deforestation in the Amazon Region of Colombia: Departments of Caquetá and Putumayo. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 11, 161–171. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.07.003>
- Nelson, N., y Durschinger, L. (2015). *Supporting zero deforestation cattle in Colombia*. USAID Supported Forest Carbon, Markets and Communities Program.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'Amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P. y Kassem, K. R. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth: A new Global Map of Terrestrial Ecoregions Provides an Innovative Tool for Conserving Biodiversity. *Bioscience*, 51(11), 933–938. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2)
- Orrego, S. A. (2011). *Economic Modeling of Tropical Deforestation in Antioquia (Colombia), 1980-2000: An Analysis at a Semi-Fine Scale with Spatially Explicit Data*. Charleston, SC: Proquest, UMI Dissertation Publishing,
- Overmars, K. P., y Verburg, P. H. (2006). Multilevel Modeling of Land Use from Field to Village Level in the Phillipines. *Agricultural Systems*, 89(2-3), 435–456. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2005.10.006>
- Portillo-Quintero, C. A., Sánchez, A. M., Valbuena, C. A., González, Y. Y., y Larreal, J. T. (2012). Forest cover and deforestation patterns in the Northern Andes (Lake Maracaibo Basin): A synoptic

- assessment using MODIS and Landsat imagery. *Applied Geography*, 35(1-2), 152–163. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2012.06.015>
- Quintero-Gallego, M. E., Quintero-Ángel, M., y Vila-Ortega, J. J. (2018). Exploring Land Use/Land Cover Change and Drivers in Andean Mountains in Colombia: A Case in Rural Quindío. *Science of the Total Environment*, 634, 1288–1299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.359>
- R. (2011). *A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org>
- Ramírez, C. D., y Orrego, S.A. (2011). Economic Models with Especially Explicit Information of Deforestation in Urabá, Colombia, 1980-2000. *Semestre Económico*, 14(29), 31-51. <http://dx.doi.org/10.22395/seec.v14n29a2>
- Rabatel, A., Francou, B., Soruco, A., Gomez, J., Cáceres, B., Ceballos, J. L., Basantes, R., Vuille, M., Sicart, J. E., Huggel, C., Scheel, M., Lejeune, Y., Arnaud, Y., Collet, M., Condom, T., Consoli, G., Favier, V., Jomelli, V., Galarraga, R., ... Wagnon, P. (2013). Current state of glaciers in the tropical Andes: A multi-century perspective on glacier evolution and climate change. *Cryosphere*, 7(1), 81–102. <https://doi.org/10.5194/tc-7-81-2013>
- Rabatel, A., Ceballos, J. L., Micheletti, N., Jordan, E., Braitmeier, M., González, J., Mölg, N., Ménégoz, M., Huggel, C., y Zemp, M. (2017). Toward an imminent extinction of Colombian glaciers? *Geografiska Annaler, Series A: Physical Geography*, 100(1), 75–95. <https://doi.org/10.1080/04353676.2017.1383015>
- Rincón-Ruiz, A., y Kallis, G. (2013). Caught in the Middle, Colombia's War on Drugs and its Effects on Forest and People. *Geoforum*, 46, 60-78. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2012.12.009>
- Rodríguez, N. (2011). Deforestation and Cover Change of Forest Floor in Colombia: Spatial Dynamic, Factors of Change and Modeling. [Tesis de doctorado, Universidad Autónoma de

Barcelona]. Repositorio UAB. <https://www.tesisenred.net/handle/10803/84004#page=1>

Rodríguez, N., Armenteras, D., y Retana, J. (2012). Land Use and Land cover Change in the Colombian Andes: Dynamics and Future Scenarios. *Journal of Land Use Science*, 8(2), 154-174. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2011.650228>

Rodríguez, N., Armenteras, D., y Renata, J. (2013). Effectiveness of Protected Areas in the Colombian Andes: Deforestation, fire and Land-Use Changes. *Regional Environmental Change*, 13, 423-435. <https://doi.org/10.1007/s10113-012-0356-8>

Romero-Ortiz, C., García, F., y Villareal, D. (2019). Checklist of the False Scorpions (Arachnida: Pseudoscorpiones) of Colombia, with new Records and a Key to the Identification of the Families. *Zootaxa*, 4711(1), 107-139. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4711.1.4>

Romero-Ruiz, M. H., Flantua, S. G. A., Tansey, K., y Berrio, J. C. (2012). Landscape Transformations in Savannas of Northern South America: Land Use/Cover Changes since 1987 in the Llanos Orientales of Colombia. *Applied Geography*, 32(2), 766-776. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.08.010>

Rosenshein, L., y Scott, L. (2012). *Spatial statistics best practices* [Video]. ESRI International User Conference, San Diego, CA, July 26. <https://www.youtube.com/watch?v=ypCM8P-pxLQ>

Ruiz, J., Cárdenas, W., y Baquero, C. (2011). Deforestación y dinámica del bosque secundario en la Amazonía colombiana 1986-2000. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias, Exactas, Físicas y Naturales*, 35(137), 531-545.

Ruiz, J. (2013). *La regresión geográficamente ponderada o Geographically Weighted Regression (GWR) versus la regresión global: Estudio de caso con la educación superior en los condados del estado de Georgia, EUA, 1990*

[Congreso]. Memorias, XX Congreso Colombiano de Geografía, Universidad del Tolima, Ibagué.

- Sánchez-Cuervo, A. M., y Aide, T. M. (2013). Consequences of the Armed Conflict, Forced Human Displacement, and Land Abandonment on Forest Cover Change in Colombia: a Multi-Scaled Analysis. *Ecosystems*, 16, 1052-1070. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9667-y>
- Sánchez-Cuervo, A. M., Aide, T. M., Clark, M. L., y Etter, A. (2012). Land Cover Change in Colombia: Surprising Forest Recovery Trends between 2001 and 2010. *PLoS ONE* 7(8), e43943. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043943>
- Segal, M. R. (2004). *Machine learning benchmarks and random forest regression*. Center for Bioinformatics and Molecular Biostatistics.
- Slander, J. P. (2014). *R for everyone. Advanced analytics and graphics*. Addison-Wesley.
- Spatial Statistics. (2015). <http://www.journals.elsevier.com/spatial-statistics/>
- Strobl, C., Boulesteix, A. L., Zeileis, A., y Hothorn, T. (2007). Bias in Random Forest Variable Importance Measures: Illustrations, Sources and a Solution. *BMC Bioinformatics* 8(25). <https://doi.org/10.1186/1471-2105-8-25>
- Svetnik, V., Liaw, A., Tong, C., Culberson, J., Sheridan, R., y Feuston, B. (2003). Random Forest: A Classification and Regression Tool for Compound Classification and QSAR Modeling. *Journal of Chemical Information and Computer Science* 43(6), 1947–1958.
- Tobler, W. (1970). A Computer Movie Simulating Urban Growth in the Detroit Region. *Economic Geography*, 46(Supplement), 234–240. <https://doi.org/10.2307/143141>

- Thompson, L. G., Mosley-Thompson, E., Davis, M. E., y Brecher, H. H. (2011). Tropical Glaciers, Recorders and Indicators of Climate Change, are Disappearing Globally. *Annals of Glaciology*, 52(59), 23–34. <https://doi.org/10.3189/172756411799096231>
- Valencia, J., Lassaletta, L., Velázquez, E., Nicolau, J. M., y Gómez-Sal, A. (2012). Factors Controlling Compositional Changes in a Northern Andean Páramo (La Rusia, Colombia). *Biotropica*, 45(1), 18–26. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00895.x>
- Vuille, M., Franquist, E., Garreaud, R., Lavado Casimiro, W. S., y Cáceres, B. (2015). Impact of the Global Warming Hiatus on Andean Temperature. *Journal of Geophysical Research*, 120(9), 3745–3757. <https://doi.org/10.1002/2015JD023126>
- Vuille, M., Carey, M., Huggel, C., Buytaert, W., Rabatel, A., Jacobsen, D., Soruco, A., Villacis, M., Yarleque, C., Elison Timm, O., Condom, T., Salzmann, N., y Sicart, J. E. (2018). Rapid Decline of Snow and Ice in the Tropical Andes – Impacts, Uncertainties and Challenges Ahead. *Earth-Science Reviews*, 176, 195–213. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.09.019>
- World Wildlife Fund. (2015). *Ecoregions*. <http://www.worldwildlife.org/ecoregions/>

Anexo 1

Ejemplo de salida de la regresión exploratoria en ArcMap. Nótese que hay dos modelos que pasan las pruebas para los modelos con cinco variables

```
*****
Choose 1 of 20 Summary
Highest Adjusted R-Squared Results
AdjR2  AICc  JB  K(BP)  VIF  SA  Model
0.41 348.47 0.00 0.00 1.00 0.68 +TEMP_MEAN ***
0.28 374.09 0.00 0.00 1.00 0.40 -DEM_MEAN_1***
0.25 378.36 0.00 0.00 1.00 0.63 +WOODYR***
Passing Models
AdjR2 AICc JB K(BP) VIF SA Model
*****
Choose 2 of 20 Summary
Highest Adjusted R Squared Results
AdjR2  AICc  JB  K(BP)  VIF  SA  Model
0.65 285.92 0.00 0.00 1.19 0.69 -SR_SLOPE1*** -SR_SLOPE2***
0.58 306.88 0.00 0.00 1.02 0.65 +TEMP_MEAN *** +WOODYR***
0.53 322.39 0.00 0.00 1.02 0.75 +TEMP_MEAN *** -SR_SLOPE1***
Passing Models
AdjR2 AICc JB K(BP) VIF SA Model
*****
Choose 3 of 20 Summary
Highest Adjusted R Squared Results
AdjR2  AICc  JB  K(BP)  VIF  SA  Model
0.70 268.65 0.00 0.00 1.49 0.64 -SR_SLOPE1*** -SR_SLOPE2*** +WOODYR***
0.67 278.96 0.00 0.00 2.35 0.85 +TEMP_MEAN *** -SR_SLOPE1*** -SR_SLOPE2***
0.66 285.08 0.00 0.00 1.22 0.71 +POP_CHANGE* -SR_SLOPE1*** -SR_SLOPE2***
Passing Models
AdjR2 AICc JB K(BP) VIF SA Model
*****
Choose 4 of 20 Summary
Highest Adjusted R-Squared Results
AdjR2  AICc  JB  K(BP)  VIF  SA  Model
0.73 257.74 0.00 0.00 2.44 0.99 +TEMP_MEAN *** -SR_SLOPE1*** -SR_SLOPE2*** +WOODYR***
0.70 267.96 0.00 0.00 1.53 0.69 +POP_CHANGE* -SR_SLOPE1*** -SR_SLOPE2*** +WOODYR***
0.70 268.15 0.00 0.00 2.36 0.64 -DEM_MEAN_1* -SR_SLOPE1*** -SR_SLOPE2*** +WOODYR***
Passing Models
AdjR2 AICc JB K(BP) VIF SA Model
*****
Choose 5 of 20 Summary
Highest Adjusted R-Squared Results
AdjR2  AICc  JB  K(BP)  VIF  SA  Model
0.73 257.18 0.00 0.00 2.45 0.99 +POP_CHANGE +TEMP_MEAN *** -SR_SLOPE1*** -SR_SLOPE2*** +WOODYR***
0.73 258.67 0.00 0.00 2.65 0.98 +AREA_L +TEMP_MEAN *** -SR_SLOPE1*** -SR_SLOPE2*** +WOODYR***
0.73 258.97 0.00 0.00 2.45 0.87 -IMR07 +TEMP_MEAN *** -SR_SLOPE1*** -SR_SLOPE2*** +WOODYR***
Passing Models
AdjR2  AICc  JB  K(BP)  VIF  SA  Model
0.695153 272.387134 0.058674 0.000000 4.673171 0.927507 -AREA_KM2*** +AREA_L*** +TEMP_MEAN *** -SR_SLOPE1*** -SR_SLOPE2***
0.692993 273.255629 0.068319 0.000000 4.585400 0.653008 -AREA_KM2*** +AREA_L*** +POP_CHANGE** -SR_SLOPE1*** -SR_SLOPE2***
*****
```

```

***** Exploratory Regression Global Summary (SR_SLOPE) *****

Percentage of Search Criteria Passed
Search Criterion Cutoff Trials # Passed % Passed
Min Adjusted R-Squared > 0.50 21699 4025 18.55
Max Coefficient p-value < 0.05 21699 650 3.00
Max VIF Value < 7.50 21699 18786 86.58
Min Jarque-Bera p-value > 0.05 21699 2 0.01
Min Spatial Autocorrelation p-value > 0.05 18 18 100.00

-----

Summary of Variable Significance
Variable % Significant % Negative % Positive
TEMP_MEAN_ 100.00 0.00 100.00
WOODYR 100.00 0.00 100.00
SR_SLOPE1 91.70 100.00 0.00
R_AG_HERB 90.19 97.62 2.38
DEN_MEAN_1 79.94 98.95 1.05
SR_SLOPE2 73.29 100.00 0.00
INR07 63.15 98.73 1.27
R_IMPLANT 61.93 91.58 8.42
INR07L 59.00 86.28 13.72
AREA_1 48.53 1.15 98.85
ROADS_KM 34.43 0.89 99.11
AREA_KM2 25.71 20.15 79.85
EDUCAPH_1 21.29 62.47 37.53
EDUCAPH_1 20.45 82.31 17.69
ROADS_PER 11.48 63.13 36.87
ICVR05L 10.62 69.06 30.94
ICVR05 9.63 72.95 27.05
AREA_2001 8.74 23.37 76.63
DEN_STD_1 0.89 32.08 67.92
POP_CHANGE 0.34 10.54 89.46

-----

Summary of Multicollinearity
Variable VIF Violations Covariates
AREA_KM2 4.94 0 -----
AREA_1 7.48 0 EDUCAPH_1 (99.90), INR07 (1.72), ICVR05 (1.72), ICVR05L (1.72), INR07L (1.72)
EDUCAPH_1 310.06 986 EDUCAPH_1 (99.90), INR07 (1.72), ICVR05 (1.72), ICVR05L (1.72), INR07L (1.72)
INR07 52.03 986 INR07L (99.90), EDUCAPH_1 (1.72), ICVR05 (1.72), ICVR05L (1.72), EDUCAPH_1 (1.72)
ICVR05 58.59 986 INR07 (99.90), EDUCAPH_1 (1.72), ICVR05 (1.72), ICVR05L (1.72), EDUCAPH_1 (1.72)
ICVR05L 102.88 986 ICVR05L (99.90), EDUCAPH_1 (1.72), INR07 (1.72), EDUCAPH_1 (1.72), INR07L (1.72)
ROADS_KM 109.69 986 ICVR05 (99.90), EDUCAPH_1 (1.72), INR07 (1.72), EDUCAPH_1 (1.72), INR07L (1.72)
ROADS_PER 3.99 0 -----
POP_CHANGE 4.68 0 -----
TEMP_MEAN_ 1.32 0 -----
DEN_MEAN_1 3.34 0 -----
DEN_STD_1 1.86 0 -----
AREA_2001 2.36 0 -----
SR_SLOPE1 3.70 0 -----
SR_SLOPE2 4.22 0 -----
WOODYR 1.43 0 -----
R_AG_HERB 3.05 0 -----
R_IMPLANT 1.91 0 -----

```

Summary of Residual Normality (JB)									
JB	AdjR2	AICc	K(BP)	VIF	SA	Model			
0.068319	0.692993	273.255629	0.000000	4.585400	0.653008	-AREA_KM2***	+AREA_L***	+POP_CHANGE***	-SR_SLOPE1*** -SR_SLOPE2***
0.058674	0.695153	272.387134	0.000000	4.673171	0.927507	-AREA_KM2***	+AREA_L***	+TEMP_MEAN***	-SR_SLOPE1*** -SR_SLOPE2***
0.009305	0.681466	276.586152	0.000000	4.542301	0.667003	-AREA_KM2***	+AREA_L***	-SR_SLOPE1***	
Summary of Residual Spatial Autocorrelation (SA)									
SA	AdjR2	AICc	JB	K(BP)	VIF	Model			
0.990611	0.730608	257.179060	0.000001	0.000006	2.448427	+POP_CHANGE	+TEMP_MEAN***	-SR_SLOPE1***	-SR_SLOPE2*** +MO
0.988219	0.726719	257.739277	0.000000	0.000015	2.443607	+TEMP_MEAN***	-SR_SLOPE1***	-SR_SLOPE2***	+WOODYR***
0.984877	0.727323	258.670014	0.000000	0.000026	2.645251	+AREA_L	+TEMP_MEAN***	-SR_SLOPE1***	-SR_SLOPE2*** +WOODYR

Table Abbreviations

- AdjR2 Adjusted R-Squared
- AICc Akaike's Information Criterion
- JB Jarque-Bera p-value
- K(BP) Koenker (BP) Statistic p-value
- VIF Max Variance Inflation Factor
- SA Global Moran's I p-value
- Model Variable sign (+/-)
- Model Variable significance (* = 0.10, ** = 0.05, *** = 0.01)

Anexo 2

Ejemplo de salida de OLS de ArcMap

Summary of OLS Results - Model Variables

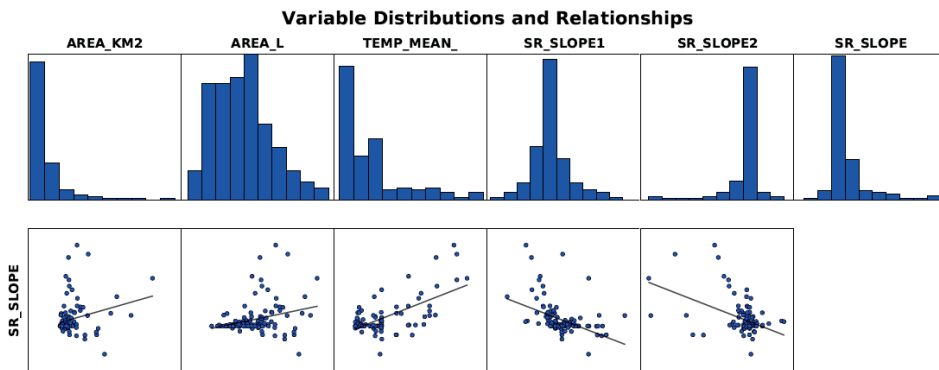
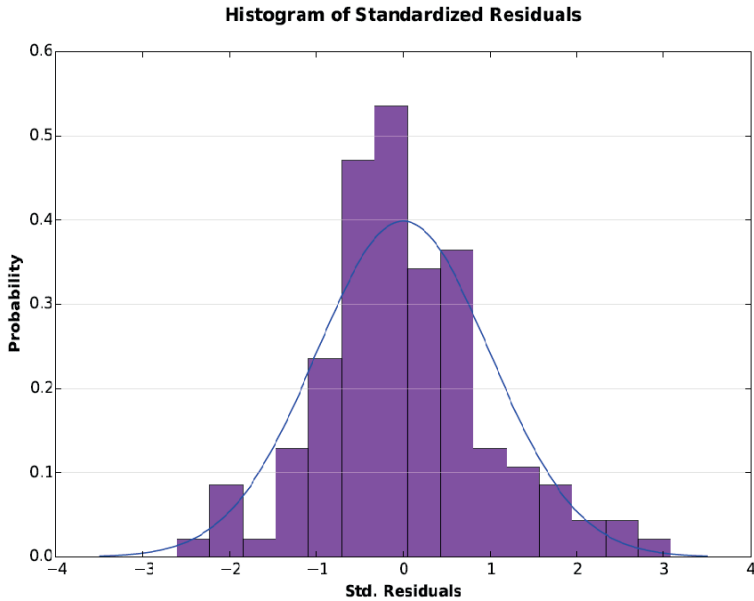
Variable	Coefficient [a]	StdError	t-Statistic	Probability [b]	Robust_SE	Robust_t	Robust_Pr [b]	VIF [c]
Intercept	-2.556034	0.725379	-3.523724	0.000616*	0.742986	-3.440217	0.000815*	4.673171
AREA_KM2	-0.001928	0.000614	-3.139876	0.002146*	0.000730	-2.641212	0.009385*	3.885018
AREA_L	0.479268	0.150262	3.189555	0.001836*	0.157496	3.043060	0.002897*	2.075093
TEMP_MEAN_	0.076730	0.030575	2.509556	0.013449*	0.027182	2.822807	0.005596*	1.584703
SR_SLOPE1	-0.411660	0.039902	-10.316681	0.000000*	0.059952	-6.866467	0.000000*	3.071798
SR_SLOPE2	-0.509701	0.066630	-7.649690	0.000000*	0.096827	-5.264023	0.000001*	

OLS Diagnostics

Input Features:	October_14	Dependent Variable:	SR_SLOPE
Number of Observations:	123	Akaike's Information Criterion (AICc) [d]:	272.387134
Multiple R-Squared [d]:	0.707647	Adjusted R-Squared [d]:	0.695153
Joint F-Statistic [e]:	56.640205	Prob(>F), (5,117) degrees of freedom:	0.000000*
Joint Wald Statistic [e]:	104.435134	Prob(>chi-squared), (5) degrees of freedom:	0.000000*
Koenker (BP) Statistic [f]:	51.630801	Prob(>chi-squared), (5) degrees of freedom:	0.000000*
Jarque-Bera Statistic [g]:	5.671512	Prob(>chi-squared), (2) degrees of freedom:	0.058674

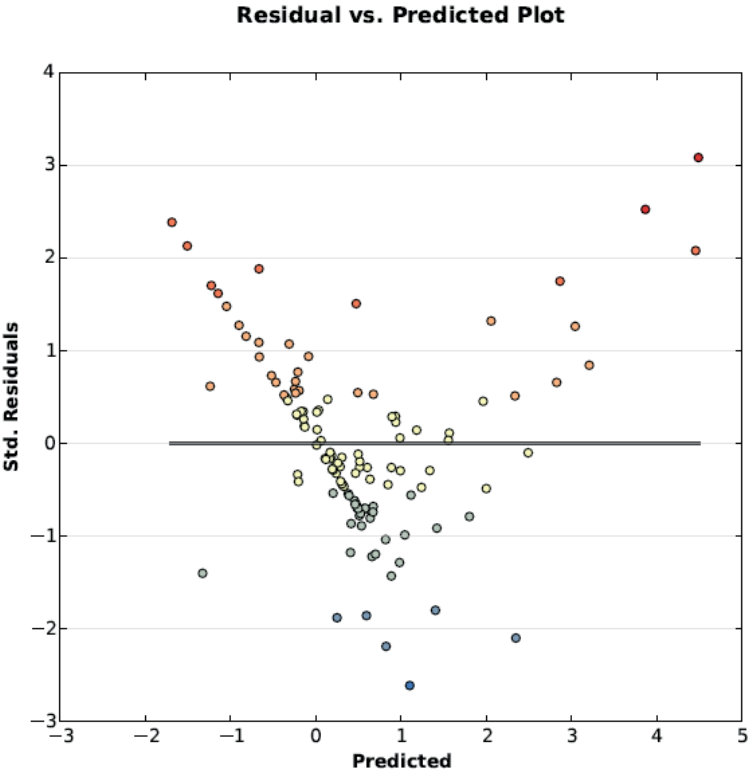
Notes on Interpretation

- * An asterisk next to a number indicates a statistically significant p-value ($p < 0.01$).
- [a] Coefficient: Represents the strength and type of relationship between each explanatory variable and the dependent variable.
- [b] Probability and Robust Probability (Robust_Pr): Asterisk (*) indicates a coefficient is statistically significant ($p < 0.01$); if the Koenker (BP) Statistic [f] is statistically significant, use the Robust Probability column (Robust_Pr) to determine coefficient significance.
- [c] Variance Inflation Factor (VIF): Large Variance Inflation Factor (VIF) values (> 7.5) indicate redundancy among explanatory variables.
- [d] R-Squared and Akaike's Information Criterion (AICc): Measures of model fit/performance.
- [e] Joint F and Wald Statistics: Asterisk (*) indicates overall model significance ($p < 0.01$); if the Koenker (BP) Statistic [f] is statistically significant, use the Wald Statistic to determine overall model significance.
- [f] Koenker (BP) Statistic: When this test is statistically significant ($p < 0.01$), the relationships modeled are not consistent (either due to non-stationarity or heteroskedasticity). You should rely on the Robust Probabilities (Robust_Pr) to determine coefficient significance and on the Wald Statistic to determine overall model significance.
- [g] Jarque-Bera Statistic: When this test is statistically significant ($p < 0.01$) model predictions are biased (the residuals are not normally distributed).

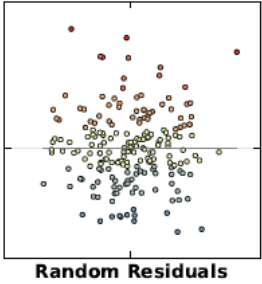


The above graphs are Histograms and Scatterplots for each explanatory variable and the dependent variable. The histograms show how each variable is distributed. OLS does not require variables to be normally distributed. However, if you are having trouble finding a properly-specified model, you can try transforming strongly skewed variables to see if you get a better result.

Each scatterplot depicts the relationship between an explanatory variable and the dependent variable. Strong relationships appear as diagonals and the direction of the slant indicates if the relationship is positive or negative. Try transforming your variables if you detect any non-linear relationships. For more information see the Regression Analysis Basics documentation.



This is a graph of residuals (model over and under predictions) in relation to predicted dependent variable values. For a properly specified model, this scatterplot will have little structure, and look random (see graph on the right). If there is a structure to this plot, the type of structure may be a valuable clue to help you figure out what's going on.





Capítulo 2.

Dinámica de la cobertura boscosa y métricas de Ecología del Paisaje en el departamento de Boyacá, 1999-2015

Jorge Vicente Ruiz Linares

Introducción

La deforestación y la sucesión ocurren simultáneamente a nivel global, solo que es distinta en su magnitud, dependiendo de su ubicación y, en ocasiones, la segunda supera la primera. Ahora bien, si se trabaja con imágenes de radar, que no sufren por la cobertura de nubes como los satélites ópticos, se debe reportar la calidad de las imágenes satelitales ópticas respecto de su cobertura nubosa. Salta a la vista que un indicador tan importante como la tasa anual nacional de deforestación presente tanta incertidumbre para Colombia como se puede apreciar en la Tabla 2.1.

En primer lugar, hay autores que no presentan el porcentaje de cobertura nubosa de su fuente con la cual hicieron los mapas, tal es el caso de Etter y colaboradores (2008) y otros como Armenteras et al. (2013) que no lo reportaron con exactitud. En el caso de este último, junto con Cabrera et al. (2011), es tan grande la cobertura nubosa que supera el cálculo de la deforestación total para el periodo. Esto es un asunto de falsa precisión. En el siguiente capítulo se aborda este asunto con mayor profundidad.

Adicionalmente, el común denominador de estos estudios es no plantear cómo se abordó el error introducido por la cobertura de nubes, lo que Cabrera et al. (2011) se refieren como “sin información”. Aquí hay una situación dicotómica, o se refieren los resultados tan solo a la sección observable, o se imputan los resultados a lo no observable y este se suma al total. De los estudios presentados en la Tabla 2.1, el **más** confiable es el de Sánchez-Cuervo et al. (2012) por lograr imágenes compuestas MODIS con alta resolución temporal de 16 días al mes, pero con menor resolución espacial con 250 m en lugar de 30 m de los sensores a bordo de LANDSAT. Sorprende la marcada diferencia entre los resultados de Cabrera y colaboradores (2011) que reportan para 2000-2007 una tasa anual de deforestación nacional de -0.52 % usando el satélite MODIS con los resultados de Sánchez-Cuervo et al. (2012,) y haciendo uso de la misma fuente de teledetección, MODIS, para un periodo comparable 2001-2010, que arrojan +0.32 %, Tabla 2.1.

El trabajo de Bernal et al. (2007) es, hasta donde se tiene conocimiento, el único en Colombia que reporta simultáneamente la deforestación y métricas de ecología del paisaje. Según este estudio, entre 1985 y el 2000, la jurisdicción de Corpoboyacá vio afectados 757.3 km² de ecosistemas naturales. Es importante anotar que la jurisdicción de esta corporación se encuentra tan solo en dos terceras partes del departamento de Boyacá. En Corpochivor, la otra corporación con jurisdicción en Boyacá, la reducción de ecosistemas naturales en el departamento fue de 123.8 km², para un total cercano a los 1.000 km². Se colige de este estudio, así como del de Galindo et al. (2014),

que la deforestación en la primera corporación autónoma es inferior que en la segunda.

Tabla 2.1
Tasas anuales y totales de deforestación en
Colombia según varios autores, 1970-2010

Estudio	Periodo	Satélite y Sensor	Resolución especial (en m)	r ¹	Tasa total de deforestación para el periodo en %	Porcentaje nubosidad reportada en imágenes satelitales
Etter et al. (2008)	1970-2000	S. I.	S. I.	-0.49	-1.84	S. I.
Cabrera et al. (2011)	2000-2007	MODIS MOD09A1 y MOD09Q1	250	-0.53	-4.16	12.0
Cabrera et al. (2011)	1990-2000	LANDSAT 4 y 5 TM	30	-0.42	-4.17	1.9-2.2
Cabrera et al. (2011)	2000-2005	LANDSAT 5 TM	30	-0.50	-2.47	1.9-2.6
Cabrera et al. (2011)	2005-2010	LANDSAT 5 TM y LANDSAT 7 ETM+	30	-0.53	-2.61	2.6-3.3
Armenteras et al. (2013)	1990-2005	LANDSAT 5 TM LANDSAT 7 ETM+	30	-0.62	-9.92	<10.0
Sánchez- Cuervo et al. (2012)	2001-2010	MODIS	250	+0.32	+2.92	0.05-0.23
Galindo et al. (2014)	2012-2013	LANDSAT 5 TM y LANDSAT 7 ETM+	30	-0.21	-0.21	2.2

Nota. S. I. = Sin información.

¹r = Tasa anual de deforestación en % según la fórmula de (Puyravaud 2003) que aparece en la sección de materiales y métodos.

A nivel departamental, la serie del IDEAM (2017) sugiere una paulatina reducción de la tasa anual de deforestación hasta 2014-2015, la cual nunca llega a ser positiva, y luego vuelve a aumentar para 2015-2016. De otro lado, el capítulo anterior sugirió una ganancia de la cobertura boscosa en el departamento de Boyacá entre 2001 y 2010, de 587 km², en sintonía con la tendencia nacional observada por Sánchez-Cuervo et al. (2012), Tabla 2.2.

Ahora, Colombia se encuentra en un escenario de posconflicto luego de cinco décadas de guerra civil. Por eso, las preguntas de investigación que pretende responder la presente pesquisa y que se relacionan con esa realidad son: ¿la tendencia de sucesión documentada en el capítulo 1 entre 2001 y 2010 continua en el presente? ¿Cómo cambian las métricas de ecología del paisaje de cara a la dinámica en la deforestación o sucesión más recientes?

Tabla 2.2
Tasas anuales de deforestación en Boyacá según varios autores, 1985-2010, con la tasa r (Puyravaud, 2003)

Estudio	Periodo	Satélite y Sensor	Resolución especial (en m)	r Tasa anual deforestación en % según la fórmula de Puyravaud.	Porcentaje nubosidad reportado en imágenes satelitales
IDEAM (2017)	1990-2000	LANDSAT 4 y 5 TM	30	-0.83	3.0
IDEAM (2017)	2000-2005	LANDSAT 5 TM	30	-1.61	2.6
IDEAM (2017)	2005-2010	LANDSAT 5 TM y LANDSAT 7 ETM+	30	-1.20	3.4
Capítulo 1 del presente libro con base en datos de Sánchez-Cuervo et al. (2012)	2001-2010	MODIS	250	+1.67	0.05-0.23
Capítulo 2 del presente libro	1999-2015	LANDSAT 5 TM, 7 ETM+, 8 OLI	30	+1.09	0.66-2.18
IDEAM (2017)	2010-2012	LANDSAT 7 ETM+	30	-0.40	3.6
IDEAM (2017)	2013-2014	LANDSAT 7 ETM+ y LANDSAT 8 OLI	30	-0.10	0.8
IDEAM (2017)	2014-2015	LANDSAT 8 OLI	30	-0.08	2.8
IDEAM (2017)	2015-2016	LANDSAT 8 OLI	30	-0.14	0.3
Bernal et al. (2007) para la jurisdicción de Corpoboyacá	1985-2000	S. I.	S. I.	-1.02	S. I.
Bernal et al. (2007) para la jurisdicción de Corpochivor	1985-2000	S. I.	S. I.	-1.55	S. I.

Galindo et al. (2014)	2012-2013	LANDSAT 5 TM y LANDSAT 7 ETM+	30	-0.08	6.9
Galindo et al. (2014) para la jurisdicción de Corpoboyacá	2012-2013	LANDSAT 5 TM y LANDSAT 7 ETM+	30	-0.08	4.3
Galindo et al. (2014) para la jurisdicción de Corpochivor	2012-2013	LANDSAT 5 TM y LANDSAT 7 ETM+	30	-0.28	19.6

Nota. Si es negativa se trata de deforestación y positiva sucesión natural; en algunos casos por corporación autónoma con jurisdicción en el departamento que aparece en negrilla
S. I. = Sin información

Objetivos

Objetivo general

El objetivo del presente trabajo es establecer la dinámica de la cobertura boscosa durante los primeros tres lustros del siglo XXI en el departamento de Boyacá, netos de nubes y páramos, así como, paralelamente, identificar los cambios en las métricas de ecología del paisaje asociados a la cobertura boscosa.

Objetivos específicos

- Determinar las áreas de nubes en las imágenes seleccionadas, así como sus sombras, para establecer en el objetivo específico número 3 un escenario veraz en el departamento de Boyacá.
- Establecer las zonas de páramos en el departamento de Boyacá.
- Medir la dinámica de la cobertura boscosa con fecha más reciente a los resultados del capítulo 1 del presente libro.
- Medir la salud de los parches remanentes de bosque en el departamento de Boyacá mediante métricas de Ecología del Paisaje.

Materiales y Métodos

En este capítulo se busca, entre otros, actualizar los resultados que se obtuvieron en el primer capítulo. No obstante, hay un traslapo, ya que el primer capítulo cubrió los años 2000 al 2010, mientras este, 1999 al 2015; es decir, amplía la ventana en seis años (un año antes y cinco después), pero usando la serie de imágenes LANDSAT con resolución espacial de 30 metros en lugar de las MODIS de 250 metros. Se busca que las imágenes LANDSAT tengan buena calidad, esto es, baja cobertura de nubes para luego extraerlas, así como la zona de páramos.

Finalmente, se calculan las métricas básicas de Ecología del Paisaje. Como se mencionó en la introducción del libro, un asunto es la deforestación y la sucesión natural y otro la salud del ecosistema. Exponer las métricas básicas de Ecología del Paisaje es un valor agregado al estudio de la dinámica boscosa. Aquí, advierto al lector que estamos hablando con estos indicadores básicos de Ecología del Paisaje de un escenario grueso; esto no necesariamente es una medida de la biodiversidad o riqueza de especies, ni siquiera de los servicios ambientales. Lo que sí considero es que si hay hábitat, medido con la cobertura boscosa, que por un momento supongamos permaneció estable, y si hay mejores indicadores de Ecología del Paisaje, lo más probable es que se presente una mejora en la biodiversidad, en la riqueza de especies y en los servicios ambientales. En otras palabras, el hábitat de la biota, medido por medio de la cobertura boscosa, actúa como una sombrilla.

Las hipótesis nulas o H_0 de este capítulo son:

1. No ha cambiado la cobertura boscosa en el departamento de Boyacá durante 1999-2015.
2. Las métricas de ecología del paisaje no cambian entre 1999 y 2015.

Las imágenes satelitales LANDSAT 5 TM, LANDSAT 7 ETM+ y LANDSAT 8 OLI fueron descargadas del portal *Earth Explorer*¹. Esto requirió de un cuidadoso estudio, toda vez que la zona norte del departamento, en la grilla LANDSAT camino 7 fila 56, presentaba una persistente cobertura de nubes, incluso para la época seca, de diciembre a febrero. Para el caso de las imágenes más antiguas, esto es alrededor del año 1999 se descargaron para el camino 7 y las filas 55 a 57, las imágenes LANDSAT 7 ETM+ de diciembre 24 del 2000; y para el camino 8 y fila 56, la imagen LANDSAT 5 TM del 5 de enero de 1998. Las imágenes más recientes, a su vez, provienen del mismo portal, LANDSAT 8 OLI e igualmente de dos fechas, el camino 7 y filas 55 a 57 del 1 de febrero de 2016 y la imagen del camino 8 fila 56 del 4 de febrero de 2015. El contar con imágenes satelitales de la época seca contribuye desde la fenología de los bosques a una mejor clasificación. El haber tenido una imagen en el juego de las seis obtenidas, de otra fecha, por ejemplo, el inicio de la temporada de lluvias, sin lugar a dudas hubiese introducido ruido en la clasificación.

En el programa Erdas Imagine v. 2014 se procede a importarlas. Se deja el sistema de coordenadas y proyección con las que estas vienen por defecto: UTM zona 18 norte, WGS 84. Enseguida, se combinan, en el mismo programa, en el caso de las imágenes de TM y ETM+ bandas 1, 2, 3, 4 y 5, esto es, las tres bandas del espectro visible, el infrarrojo cercano y el infrarrojo medio y en el caso de OLI las bandas 2, 3, 4, 5 y 6 que son equiparables como se aprecia en la siguiente tabla 2.3.

1 <https://earthexplorer.usgs.gov>

Tabla 2.3
Anchos de banda en micrómetros de LANDSAT 5 TM, LANDSAT 7 ETM+ y Landsat 8 OLI y número de banda para las bandas del espectro visible, infrarrojo cercano e infrarrojo de onda corta

Banda	LANDSAT 5 TM y LANDSAT 7 ETM+ Ancho de banda (micrómetros)	Número de banda	LANDSAT 8 OLI. Ancho de banda (micrómetros)	Número de banda
Azul	0.45-0.52	1	0.45-0.51	2
Verde	0.52-0.60	2	0.53-0.59	3
Roja	0.63-0.69	3	0.64-0.67	4
Infrarrojo Cercano (NIR)	0.76-0.90	4	0.85-0.88	5
Infrarrojo de onda corta (SWIR)	1.55-1.75	5	1.57-1.65	6

Enseguida se procede a producir un mosaico en el mismo programa para las cuatro imágenes de aproximadamente la misma fecha, esto es, 1999 y 2016; del camino 7, filas 55 a 57 y camino 8, fila 56, (Tabla 2.2). Se observa que la cobertura de nubes para 1999 y 2015 es inferior en 8_56 que en 7_56, imágenes que se traslapan, por tal motivo, se deja la primera sobre la segunda. En el programa Erdas Imagine se someten las cuatro imágenes a la rutina de reducción de bruma (*Haze reduction*) así como al corte del borde del departamento de Boyacá. A modo de ejemplo en la Figura 2.1 aparece el mosaico de noviembre de 2015 que en adelante se referirá como alrededor de 2016 por encontrarse más cerca del 2016.

El cálculo de la fecha ponderada se hace con base en la fecha juliana, la cual se calcula con la rutina del portal de *The American Association of Variable Star Observers* (2021). Al convertir la fecha gregoriana a la juliana, luego, se obtiene la fecha ponderada juliana con base en el área y fecha juliana y, finalmente, se convierte la fecha juliana ponderada en gregoriana. La fecha ponderada para el primer mosaico es 19 de agosto de 1999 y para el segundo 12 de noviembre de 2015, para un periodo entre las dos fechas de 16 años, dos meses y 7 días, o 16.24 años Tabla 2.4.

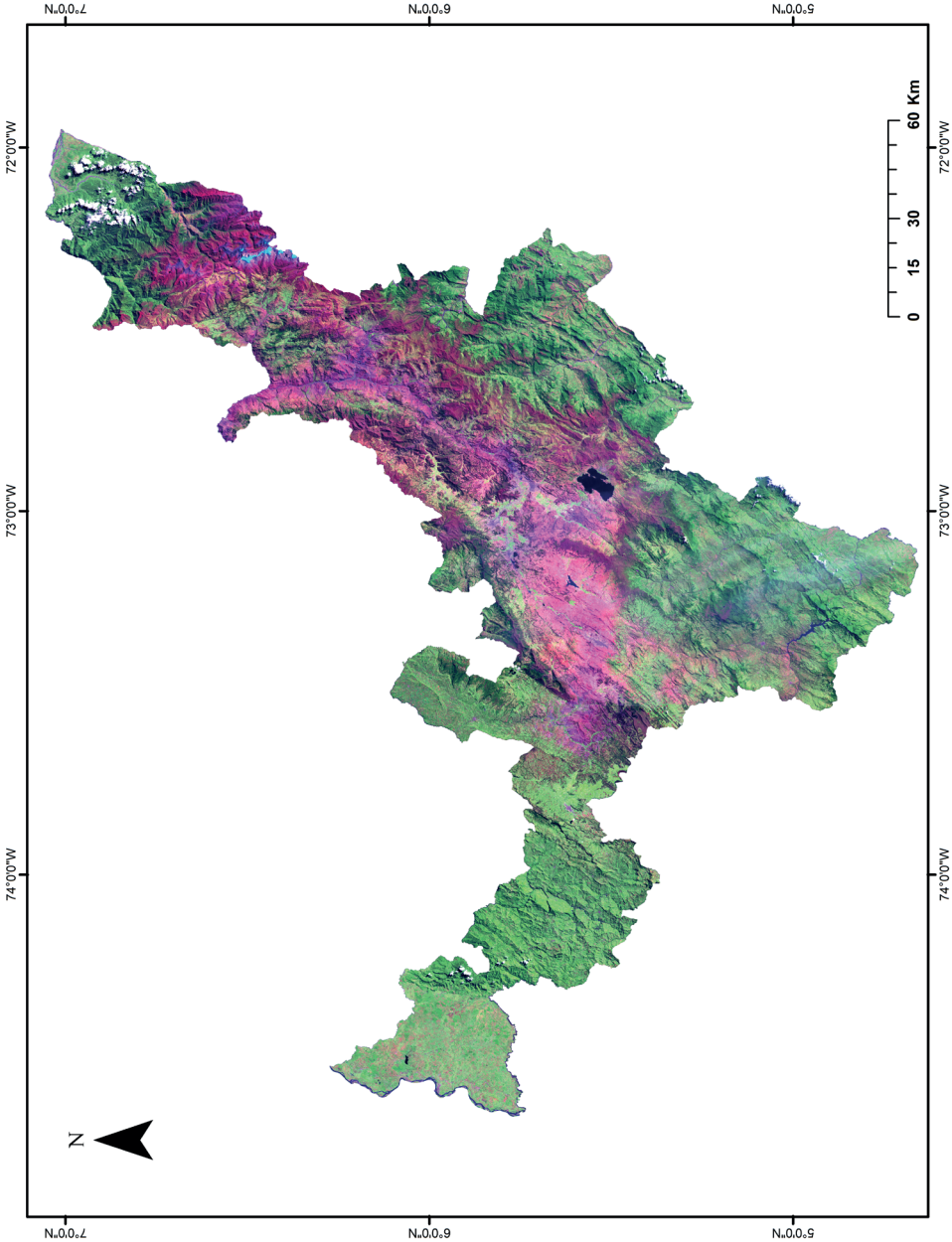


Figura 2.1
Mosaico de las cuatro imágenes LANDSAT 8 OLI en falso color RGB 543
para todo el departamento de Boyacá para alrededor del año 2016.

Tabla 2.4
Características de las ocho imágenes LANDSAT de Boyacá
utilizadas para obtener los mosaicos de alrededor de 1999
y 2015, por sensor, área utilizada fecha gregoriana y juliana,
fecha ponderada y lapso entre la fecha ponderada

Camino_ Fila (Path_Row)	Satélite y sensor	Fecha grego- riana DD/MM/ AAAA y juliana	Área utilizada En km ²	Satélite y sensor	Fecha gre- goriana DD/ MM/AAAA y juliana	Área utilizada en km ²
7_55	LANDSAT 7 ETM+	03/02/2000 2451577.5	3,057.0	LANDSAT 8 OLI	01/02/2016 2457419.5	3,057.0
7_56	LANDSAT 7 ETM+	03/02/2000 2451577.5	13,335.0	LANDSAT 8 OLI	01/02/2016 2457419.5	13,335.0
7_57	LANDSAT 7 ETM+	03/02/2000 2451577.5	1,597.6	LANDSAT 8 OLI	01/02/2016 2457419.5	1,597.6
8_56	LANDSAT 5 TM	05/01/1998 2450818.5	5,066.7	LANDSAT 8 OLI	04/02/2015 2457057.5	5,066.7
Fecha ponderada		19/08/1999 2451410,7	23,056.3		12/11/2015 2457339,9	23,056.3
Lapso entre las fechas ponderadas					16.24 años	

El presente trabajo no aborda los páramos del departamento por tratarse de otro ecosistema que, si bien puede tener flora leñosa, requiere de un estudio específico que desborda los alcances del presente estudio. La anterior decisión se apoya en el estudio de Valencia et al. (2012) que encontró cuatro tipos de páramo, según sus especies leñosas y herbáceas. En ese orden de ideas, del portal del Instituto de Investigación Alexander von Humboldt se descargó el archivo de páramos de Colombia escala 1:100,000 (Sarmiento-Pinzón et al., 2012) y se procedió a cortarlo en ArcGis v. 10.2 para el departamento de Boyacá y reproyectarlo en el mismo sistema de coordenadas. En ArcGis se solapan o unen los páramos de Boyacá en uno solo. En el mismo programa se crea un gran polígono que abarca todo el departamento y luego se le extraen los polígonos de los páramos, arrojando dos mosaicos sin páramos, uno para 1999 y otro para 2015. Es posible que en algunas zonas del mapa de Sarmiento-Pinzón et al. (2012) haya cobertura boscosa. Es importante recalcar que no hay un consenso

entre los límites altitudinales de los bosques altoandinos. Por ejemplo, Gómez-Ruiz et al. (2013) ubican a este ecosistema entre 2,700 a 3,300 m, mientras que Van der Hammen et al. (2014) colocan su límite superior en 3,700 m. En ese orden de ideas, es probable que la zona de páramos de la delimitación de Sarmiento-Pinzón et al. (2012) incluya algunas zonas de bosque altoandino y que no hayan sido capturadas por el presente estudio.

El resultado se da en dos mosaicos de imágenes, aproximadamente para 1999 y 2015 del departamento de Boyacá sin páramos (Figura 2.2). Los mosaicos, netos de páramos, fueron sujetos a examen de corregistro, es decir, si es precisa la superposición de ambas imágenes, por medio de la rutina “*inquire*”. Se escogieron carreteras que aparecían en ambas imágenes y se comprueba que esto es positivo, pero no perfecto, pues hay 1/3 de pixel de error. Por lo anterior, se utiliza la herramienta “*snap to image*” en ArcGis para obtener un corregistro perfecto entre ambos mosaicos.

Para la clasificación de las imágenes satelitales Landsat se usa el clasificador suave o de subcelda (*subpixel classifier*) en Erdas Imagine v. 2016. Este clasificador, a diferencia de la clasificación supervisada o no supervisada que asignan todo un pixel a un material de interés, el *subpixel classifier* reporta el porcentaje del material de interés en un pixel a partir de 20 % en dos (20-59 % y 60-100 %, cuatro (20-39 %, 40-59 %, 60-79 % y 80-100 % 40 u ocho clases (20-29 %, 30-39 %, 40-49 %, 50-59 %, 60-69 %, 70-79 %, 80-89 % y 90-100 %). En otras palabras, a diferencia del clasificador “duro” que asigna el 100 % de una celda a un material en particular, pudiendo ser esta celda pura el material de interés o una combinación de materiales, por ejemplo, agua, el clasificador “suave” asigna porcentajes de agua en una celda.

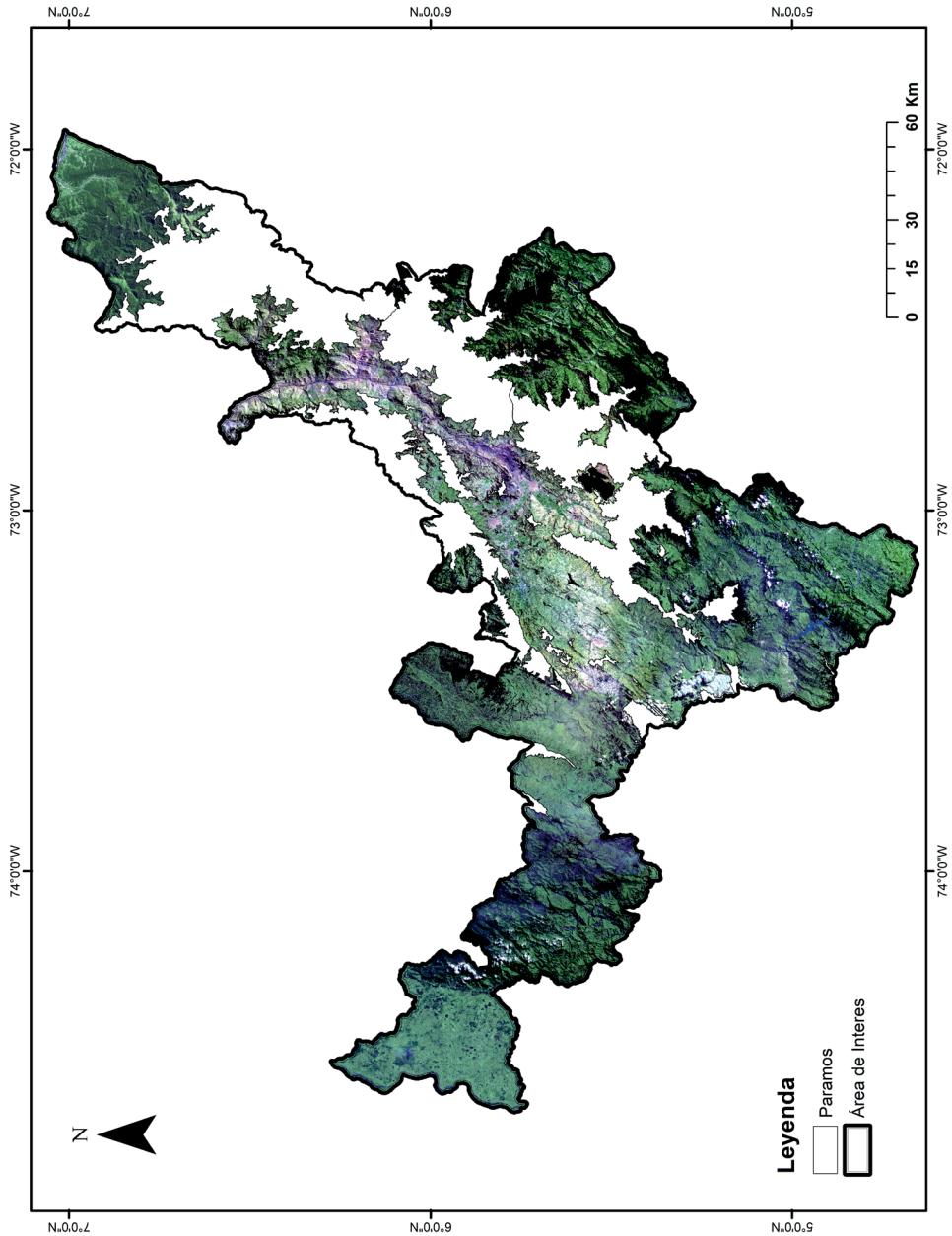


Figura 2.2
Ejemplo del mosaico en falso color RGB 543 sin páramos
(en blanco) para alrededor del año 1999, Boyacá.

La clasificación de subcelda en Erdas Imagine 2016 requiere del dibujo de áreas de interés (*Areas of Interest* - AOI). Estas fueron creadas con la herramienta *Seed Growing* o semilla en crecimiento. A diferencia de dibujar polígonos, esto permite una rápida captura de la cobertura boscosa. Paralelamente, en otra pantalla se tenía vinculada la aplicación Google Earth con el fin de verificar los bosques con imágenes de alta resolución de aproximadamente 2017. Se crearon cerca de 200 AOI para capturar distintas especies arbóreas, diferentes suelos, régimen de aguas e incluso fenología a lo ancho y largo del departamento, incluyendo los bosques plantados de pino y eucalipto en el corredor Tunja-Sogamoso. Enseguida, se llevó a cabo en el clasificador “suave” (*Subpixel classifier* de Erdas Imagine v. 2016) de la derivación manual de firmas espectrales especificando un 90 % de certeza que las celdas contenían al menos 90 % de cobertura boscosa. Se opta por la opción de ocho clases porcentuales: 20-29, 30-39, 40-49, 50-59, 60-69, 70-79, 80-89 y 90-100. Luego, se inicia con un parámetro de tolerancia de 100 % en la clasificación. El tener ocho clases permite escoger entre estas las que mejor capturen la cobertura boscosa, evitando los excesos y las omisiones.

Un criterio de selección de áreas boscosas fue la textura. Áreas parejas fueron asumidas como cultivos. Para tal efecto, se vincula la imagen de alta resolución de aproximadamente 2017 disponible en Google Earth con la cobertura de las áreas de interés, la imagen clasificada en el fondo la imagen en falso color RGB 543. Lo anterior, se hace con la herramienta de correspondencia entre la ventana de la zona desplegada y aquella de Google Earth (*Match GE to View*). Se escogen zonas que son fácilmente observables en las dos ventanas, como cuerpos de agua, borde del departamento, vías, etc. La escala de estas es aproximadamente igual entre las dos ventanas. Este mismo procedimiento se hace con el mosaico de alrededor de 1999, de cara a que algunas zonas de bosque han permanecido sin alterar y, paralelamente, zonas de cultivo también. Cuando se obtiene la clasificación se despliega esta con las AOI y como regla se van apagando la opacidad de las clases, esto es de 1 a 0 de tal forma que estas se vuelvan transparentes y permitan ver en el fondo el mosaico en RGB. En otras palabras, desde 20-30 %

en adelante. Con la herramienta de barrido (*Swipe*) en Erdas Imagine v. 2016 al traslapar la imagen clasificada sobre el mosaico se aprecia la bondad de la clasificación, evitando el exceso como la omisión. Es decir, un error tipo I o falso positivo es clasificar bosque cuando no lo es, el error tipo II o falso negativo o dejar de clasificarlo cuando lo es. Los colores del área boscosa se van cambiando a rojo con ensayo y error, dejando la opacidad de aquellas celdas no seleccionadas como bosque con opacidad cero, por ejemplo, aquellas ≥ 70 de cobertura boscosa. Mediante aumentos o reducción incrementos en la tolerancia de la clasificación se obtiene la clasificación grata de la cobertura boscosa en el departamento de Boyacá, en otras palabras, hasta evidenciar visualmente resultados satisfactorios en distintas zonas de la imagen. Esto debido a la variación de especies leñosas a lo largo y ancho del departamento, aún dentro de una misma ecorregión.

Según la FAO (2020) un bosque se define como tierras que abarcan más de 0,5 hectáreas con árboles de más de 5 metros y una cubierta de dosel de más del 10 por ciento, o árboles capaces de alcanzar estos umbrales *in situ* y no incluye la tierra que es predominantemente de uso agrícola o urbano. Por lo anterior, el tamaño de la celda de LANDSAT se cambia de 30 x 30 m a 70.715 x 70.715 m lo que arroja media ha, con el método del vecino más cercano (*nearest neighbor*), la celda de este tamaño constituirá la unidad de análisis. Luego, se procede a reclasificar el mosaico clasificado de ocho clases en una clase dicotómica, esto es, bosque y no bosque. Este procedimiento se hace en la rutina *Knowledge Engineer* de Erdas Imagine v. 2016, el cual es un lenguaje de programación. Se carga en ArcGis la clasificación del área boscosa para cada mosaico *ca.* 1999 y 2016 y se le agrega la cobertura en celdas de los páramos a la vez, junto con los polígonos de páramos arriba mencionados y se crea un cuadrado que sirve de fondo. Subrayos que la cobertura de páramos se había retirado para la clasificación de tele-detección pero se conserva para el análisis de Ecología del Paisaje con el fin de no introducir ruido.

La cobertura de nubes y sus sombras fue muy baja en ambos mosaicos. Este hecho, de no abordarse, contamina los resultados de

deforestación y sucesión, lo cual se ilustró en los estudios citados en la Tabla 2.1. Tanto las nubes como las sombras introducen dos errores en la clasificación de la imagen. Las primeras no dejan observar lo que se encuentra debajo, y las sombras por su parte reducen el albedo haciendo confundir la clasificación. Entonces, se procede a quitar la zona de nubes y sombra en ambos mosaicos. Para tal efecto, se llevó a cabo una clasificación no supervisada con 50 clases para ambos mosaicos. Con la herramienta “*Inquire*” en Erdas Imagine v. 2016 se obtienen los números de las dos clases de interés, nubes y sombras. Debido a que algunos cuerpos de agua son clasificados como sombras, estos se recodifican a una de las otras clases marcando AOI y usando la herramienta “*Recode*” de Erdas Imagine v. 2016. Enseguida, se procede a hacer la recodificación para obtener dos clases: nubes y sombras y el resto. Lo mencionado arriba se hace para remover los píxeles con nubes y sus respectivas sombras en exactamente ambos polígonos para dejar una comparación válida neta de nubes siguiendo a Ruiz et al. (2011). En otras palabras, a la imagen del 2016 se le retiran las nubes y sombra del 1999 y viceversa. Este procedimiento permite obtener una justa comparación relativa de los dos mosaicos, neta del efecto de las nubes, y luego se imputa lo observado en cada mosaico en términos relativos. Lo anterior quiere decir que, en las estadísticas de cada mosaico, la zona que no se observa se le somete al mismo cambio observado en la región observable para estimar las cifras absolutas en cada mosaico. Este es un aspecto que muchas veces se ignora con el uso de los sensores ópticos.

Para el cálculo de la tasa anual de deforestación “*r*” se sigue a Puyravaud (2003) que se deriva de la Ley de Interés Compuesto y es más intuitiva que aquella propuesta por la FAO. Con más de 300 citas en la literatura científica, esta tasa “*r*” se ha consolidado como el indicador más comparable de la deforestación anual, con amplio uso en Colombia. Se debe advertir que en ocasiones se le ha bautizado como *rt*, ver, por ejemplo, a Rodríguez et al. (2012) o TD (Galindo et al., 2014; Barbosa et al., 2017), siendo la fórmula básica la misma, como aparece en la siguiente ecuación (e2.1).

$$r = (1/(t_2 - t_1)) \times \ln(A_2/A_1) \quad (e2.1)$$

Donde:

r = tasa anual de deforestación, si es negativa, si es positiva se trata de sucesión

t_2 = fecha en el último periodo

t_1 = fecha del primer periodo

$\ln$ = logaritmo natural

A_2 = área en el segundo periodo

A_1 = área en el primer periodo

El borde marco del departamento es un rectángulo de 3,763 filas de 70,715 m por 4,243 columnas de 70,715 m para un área total de 80,255 km². En el programa de dominio público Fragstats v. 4 (2017) se calcularon algunas de las métricas de clase que se consideraron elementales de Ecología del Paisaje y de parsimonia, siguiendo a McGarigal (2015) para evaluar más adelante la correspondencia entre la dinámica boscosa y estas métricas. Estas métricas fueron: Área, Número de Parches, Borde Total, Tamaño Promedio del Parche, Media Ponderada por Área, Mediana del Área e Índice del Parche Más Grande. Fragstats usa la cobertura *raster* o grilla en cuadrícula de la clasificación del bosque, páramo (que se supone que no sufre modificación alguna en área durante el periodo) y “otro”. Esta última categoría es el complemento de las dos primeras. Un paso previo al procesamiento en Fragstats es la creación del archivo de descriptores de las clases en NotePad. Se usó la regla de ocho celdas vecinas.

Resultados

En este apartado se reportan los resultados que se obtuvieron según cada uno de los objetivos establecidos líneas arriba.

2.4.1 Nubes y sombras

La cobertura de nubes y sombras fue de 152,9 km² para agosto de 1999 mientras que para noviembre de 2015 fue considerablemente

mayor, 502,4 km² (Tabla 2.5). Se estima que 31,2 km² de nubes aparecieron en el mismo lugar en ambos mosaicos de imágenes en particular en el Distrito Fronterizo. Por consiguiente, se puede afirmar que desde la teledetección hay un buen material para confiar en los resultados que se exponen más adelante. Como resultado, se obtiene una cobertura de nubes en ambas ventanas del 2,7 %, siendo un orden de magnitud menor, se puede argüir que de cara a un aumento del 19 % en la cobertura boscosa en la parte observable, esto es sin nubes, los resultados son fiables.

Tabla 2.5
Cobertura de nubes y sombras en km² y en términos relativos en los mosaicos LANDSAT TM, ETM+ y OLI de Boyacá, agosto de 1999 y noviembre de 2016 y en ambas (el traslape no se cuenta dos veces)

Cobertura de nubes y sombras en km ² y en porcentaje					
Ca. 1999	Porcentaje	Ca. 2016	Porcentaje	En ambas	Porcentaje
152.9	0.66	502.4	2.18	624.1	2.70

2.4.2 Páramos

Nuevamente, se subraya que los páramos no fueron contemplados en el estudio con el fin de enfocarse tan solo en las áreas boscosas debajo de estos. El páramo es un ecosistema particular que por sí solo amerita un estudio exclusivo acerca de su dinámica en el departamento de Boyacá. Con base en el trabajo de Sarmiento-Pinzón et al. (2012), se estimó que la cobertura de páramo para el departamento de Boyacá era de 825,3 km² para esa fecha.

2.4.3 Bosques

Se puede afirmar que los resultados rechazan la hipótesis nula, ya que hubo una ganancia de cobertura boscosa importante como vemos líneas abajo. En el departamento de Boyacá, durante las dos ventanas de observación, 1,961 km² de bosque permanecieron como tal sin cambio alguno, equivalentes aproximadamente a una de cuatro celdas (Tabla 2.6). Este fenómeno se nota al norte y este del departamento, en las provincias de Distrito Fronterizo y La Libertad (Figura 2.3).

Paralelamente, hubo una importante deforestación en el departamento de 2,475 km² casi una de cada tres celdas perdió su cobertura boscosa (Tabla 2.6). Esto ocurrió principalmente en las provincias de Occidente y Neira (Figura 2.4). El corredor Tunja-Sogamoso no sufrió mayor deforestación, muy seguramente por no encontrarse una importante cobertura boscosa para empezar. Por su parte, la sucesión del bosque es casi ubicua en el departamento, con una ganancia de 3,331 km², pero se hace notoria en el municipio de Puerto Boyacá al extremo occidental del departamento, así como en la Provincia de La Libertad y en el corredor del valle Tunja-Sogamoso en las provincias Centro, Tundama y Norte (Figura 2.5). El efecto neto entre bosque estable, sucesión natural y deforestación es que en el 2015 quedó 5,292 km² de bosque en Boyacá.

Tabla 2.6
Bosque estable, bosque deforestado y regeneración
boscosa en Boyacá, 1999-2016, no incluye páramos

Cobertura	Área en km ²	Porcentaje
Bosque estable	1,961	25.2
Bosque deforestado	2,475	31.9
Regeneración boscosa	3,331	42.9
Total	7,767	100.0

Al parecer, tanto la deforestación como la sucesión parecen ir de la mano a lo largo y ancho del departamento (Figura 2.6). Al combinar los resultados de la cobertura boscosa permanente, la deforestación y la sucesión, estos sugieren que hubo un aumento considerable en la cobertura boscosa entre los 16.24 años del estudio, pasando de 4,436 km² a 5,292 km², esto es, un aumento absoluto de 856 km², lo que equivale a un aumento relativo del 19.3 %. Esta área es ligeramente mayor a la del municipio de Aquitania en la provincia de Sugamuxi. La tasa anual de sucesión, r , toda vez que es positiva es de 1.09 %. El estudio del capítulo 1 había reportado una tasa de 1.67. Como se mencionó líneas arriba, una bondad de este indicador es que permite comparaciones con otras zonas, sin importar la ventana temporal ni el área.

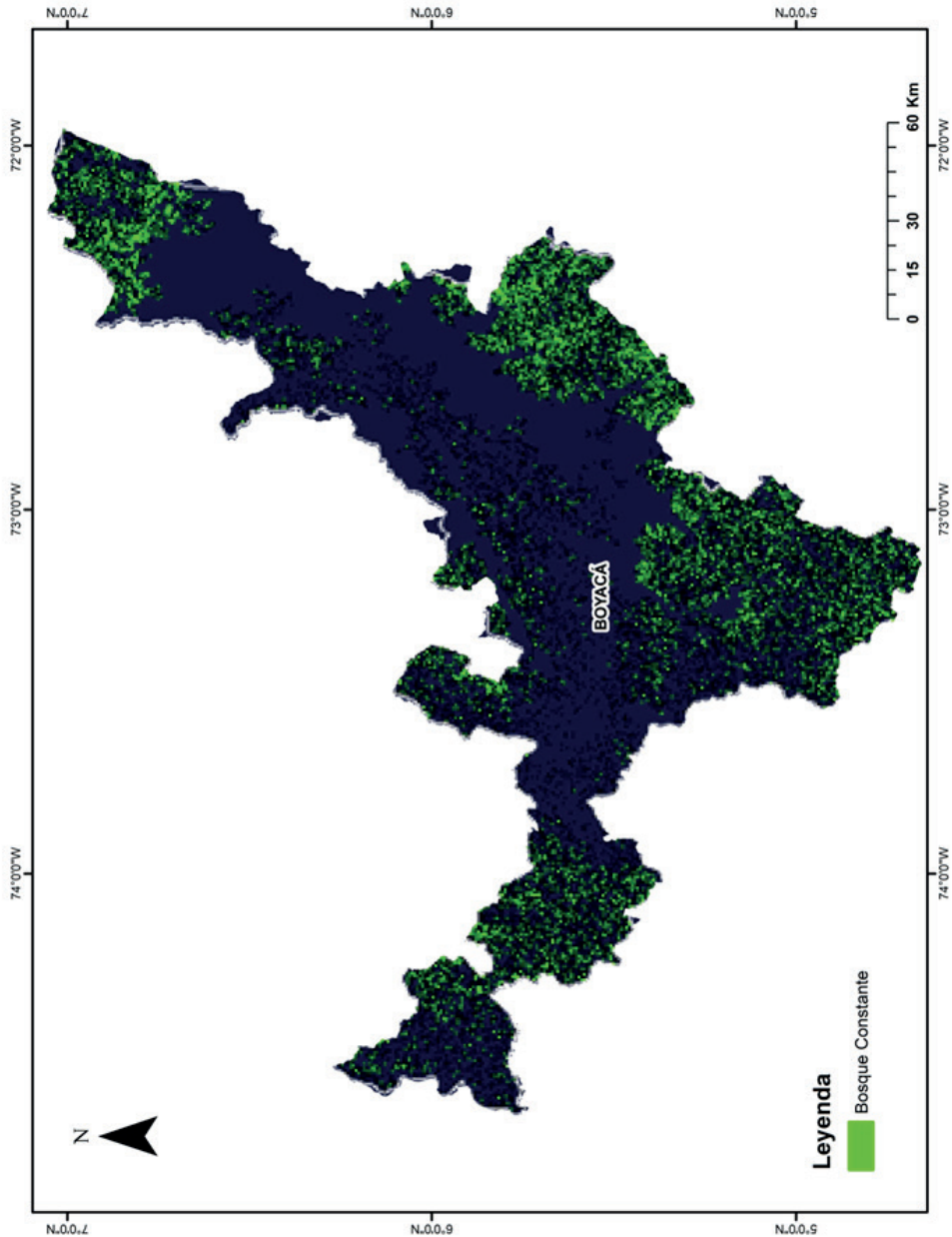


Figura 2.3
Celdas que mantuvieron constante la cobertura boscosa en Boyacá entre agosto de 1999 y noviembre de 2015. Excluye zona de páramos y 2.7 % del departamento con cobertura de nubes y sombras

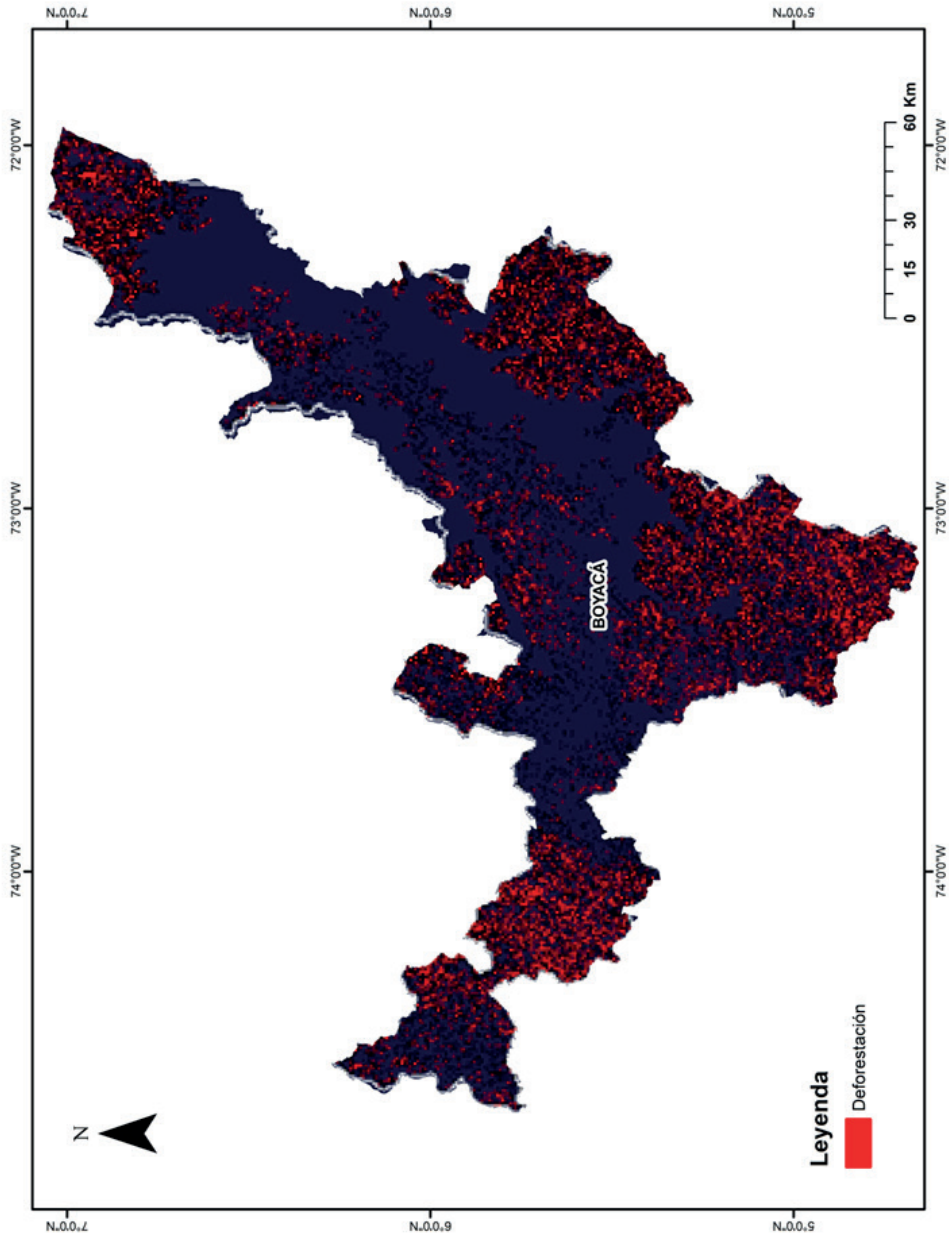


Figura 2.4
Celdas que se deforestaron en Boyacá entre agosto de 1999 y noviembre 2015. Excluye zona de páramos y 2.7 % del departamento con cobertura de nubes y sombras

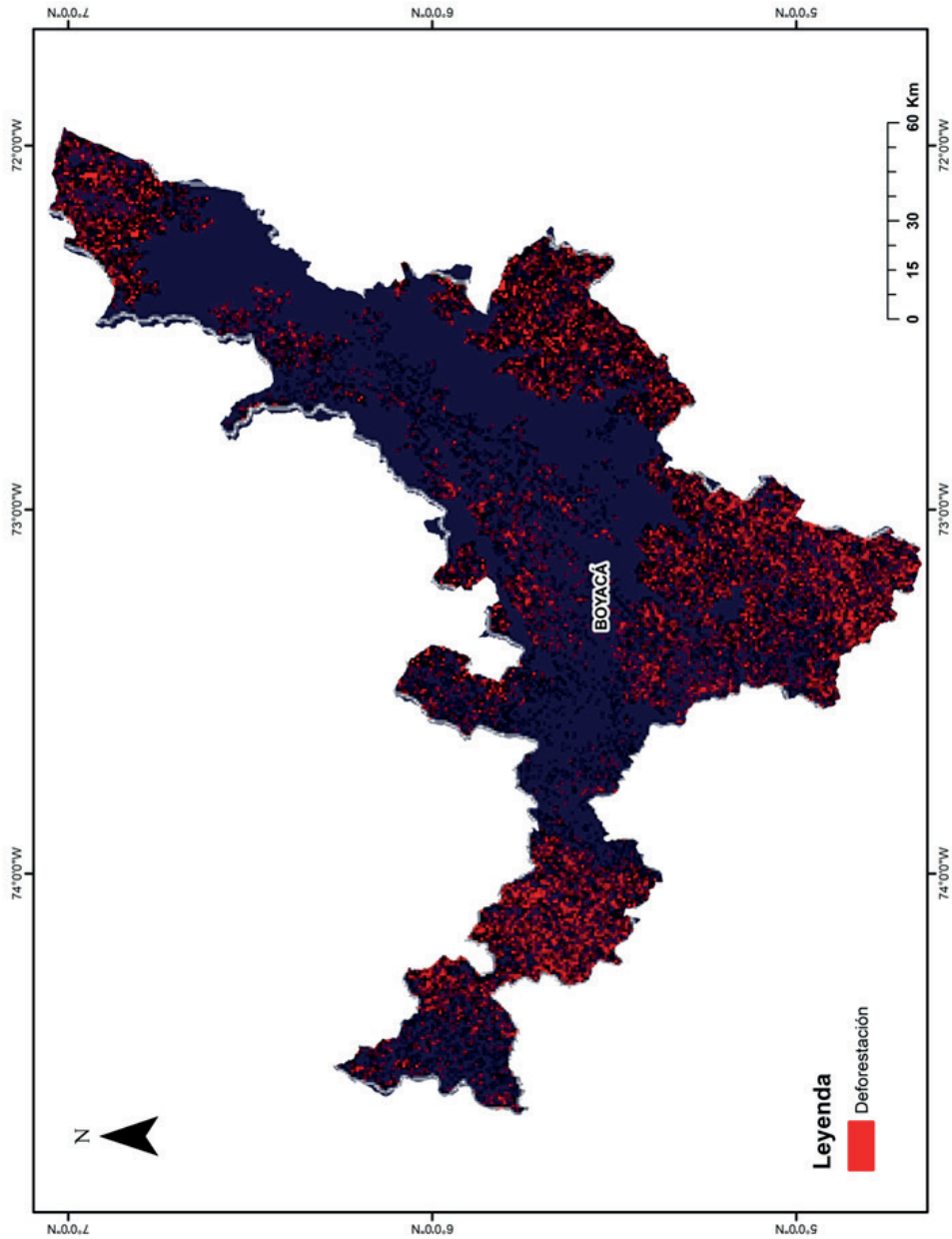


Figura 2.5
Celdas que experimentaron sucesión en Boyacá entre agosto de 1999 y noviembre 2015. Excluye zona de páramos y 2.7 % del departamento con cobertura de nubes y sombras

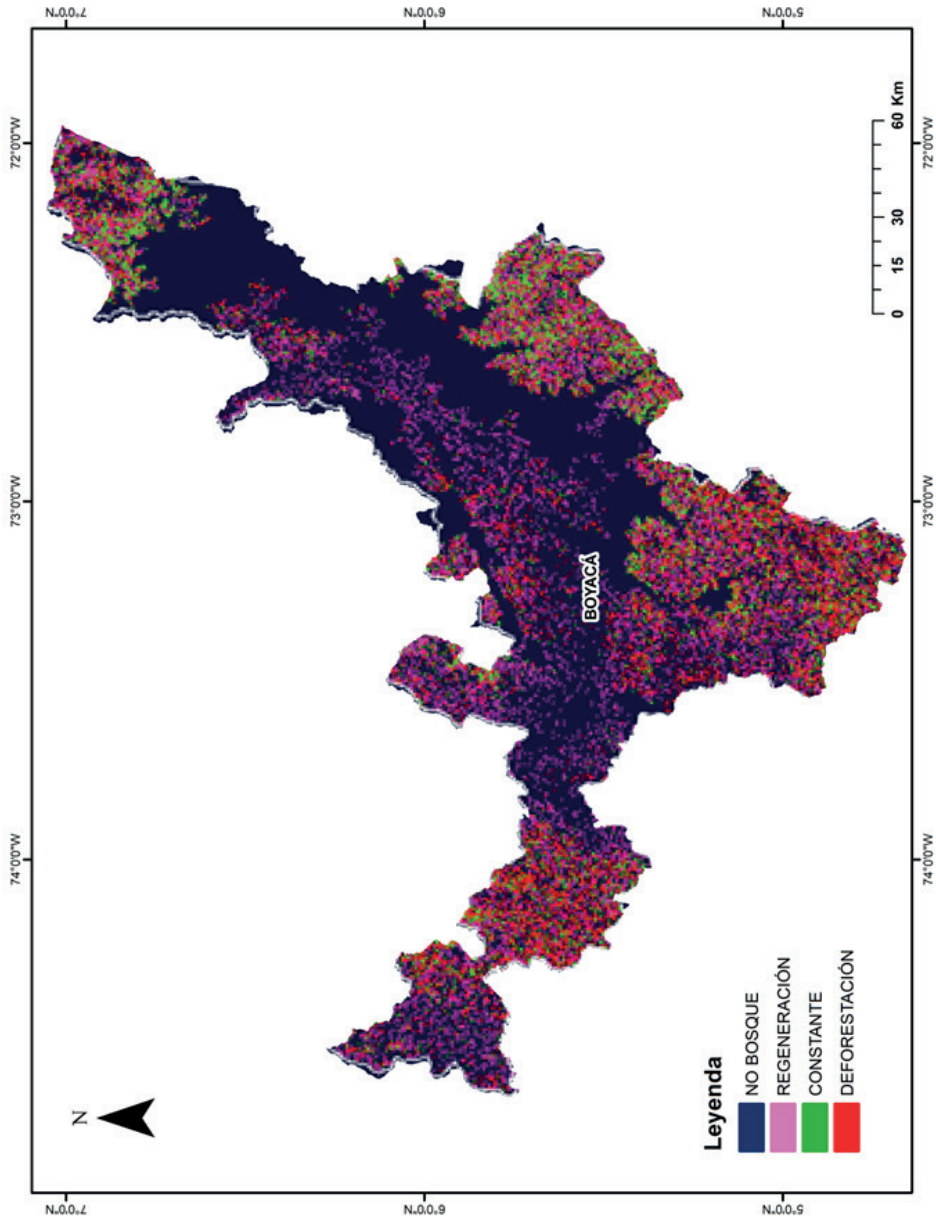


Figura 2.6
Celdas que se regeneraron con bosque, se presentó deforestación o permanecieron sin cambio entre agosto de 1999 y noviembre de 2015 en Boyacá. Excluye zona de páramos y 2.7 % del departamento con cobertura de nubes y sombras

Métricas de ecología del paisaje

Al igual que la hipótesis nula sobre el no cambio de la cobertura boscosa, los resultados de la mayoría de las métricas de Ecología del Paisaje permiten rechazar dicha hipótesis, como se evidenciará líneas abajo. En otras palabras, hubo un aumento en la salud de los ecosistemas boscosos. El aumento de la cobertura boscosa en Boyacá se encuentra representada en un aumento considerable del 82 % del número de parches (Tabla 2.7). En efecto, el número de parches aumenta en términos relativos en un 81 % y en términos absolutos en un orden de magnitud de 67,882 a 123,343, y si bien, el tamaño promedio del parche se reduce de 6.5 a 4.5 ha, aquí nos encontramos con un escenario opuesto de deforestación cuando los parches están aumentando por sucesión. Esto sugiere que la conectividad entre los parches ha aumentado, lo que es bueno para la biodiversidad. Si no se hubiese presentado un aumento del área, o el área hubiese permanecido igual, el aumento del número de parches PN y la reducción en el tamaño promedio de parche MN, los datos sugerirían conjuntamente una fragmentación del hábitat. Lo que se está observando es un aumento de los parches más pequeños. La Media Ponderada por Área (AM) indica que el tamaño de los parches ha crecido en casi un 50 % de 8,673 ha a 12,847 ha. No obstante, la mediana del área sugiere que al menos la mitad de los parches son de al menos media hectárea, indicador que no cambió en las dos ventanas de observación (Tabla 2.7). Un mayor número de parches se manifiesta en un mayor efecto de borde, toda vez que el Borde Total (TE) aumenta, pero no linealmente, tan solo 38 %. Es decir, de no haberse presentado un aumento en el área boscosa, este indicador sugeriría un aumento en fragmentación, en armonía con los resultados que se obtuvieron de la Media Ponderada por Área (AM). Adicionalmente, la mejoría en la salud de los bosques se aprecia con el aumento del 100 % del Índice del Parche más Grande (LPI), que pasó de 0.4 % a 0.8 %; indicando el porcentaje del paisaje que se aportó por el parche más grande. Lo anterior sugiere un proceso de sucesión en el vecindario del parche más grande, en otras palabras, es de suponer que este gran parche se juntó con nuevos parches vecinos más pequeños.

Por último, la aglomeración de los parches se hace evidente por una menor dispersión de los datos, de cara a que la desviación estándar de área SD decrece ligeramente de 238.0 a 234.7.

Tabla 2.7
Resultados de algunas métricas clase de ecología del
paisaje para la cobertura de bosques en Boyacá, agosto
de 1999 y noviembre de 2015, no incluye páramos

Indicador	Fecha	
	Agosto de 1999	Noviembre de 2015
Área en ha (CA)	443,573.9	529,186.9
Número de Parches (PN)	67,882.0	123,343.0
Borde total en m (TE)	119,582,277.1	165,398,892.4
Tamaño promedio del parche en ha (MN)	6.5	4.3
Desviación estándar del área (SD)	238.0	234.7
Media ponderada por área en ha (AM)	8,673.3	12,847.7
Mediana del área en ha (MD)	0.5	0.5
Índice del Parche más grande (LPI) en %	0.4	0.8

Nota. En paréntesis y negrilla aparece la abreviación de Fragstats para el indicador.

Discusión

La Biosfera está experimentando una creciente apropiación por parte de la Econosfera. No es de extrañar que indicadores como la tasa anual de deforestación haya sido bautizada así, y no como tasa anual de dinámica de bosques. Lo mismo ha ocurrido desde la óptica de la Ecología del Paisaje, es decir, a la fragmentación de bosques, pues es lo que habitualmente ocurre y no a la aglomeración de estos.

La deforestación en varios países de América Latina y el Caribe (ALC) es superior a la sucesión; entre el año 2001 y 2010 hubo países donde el último año superó al primero, tales como Colombia, Cuba, México y Venezuela (Aide et al., 2013). En Colombia, y hasta donde se tiene conocimiento, se había documentado una sucesión superior a la deforestación por primera vez para la Amazonía, está hecha por Ruiz et al. (2011). Para el caso de Boyacá, el presente estudio confirma lo

que se observó en el primer capítulo del presente libro, entre 2001 y 2010, una mayor sucesión que deforestación, claro está, aumentando la ventana en seis años, uno antes y cinco después: 1999-2015.

Para recordar, el primer capítulo se cubrió el periodo entre 2000-2010 y se obtuvo una tasa r de 1.67, mientras que para este segundo capítulo, con una ventana de observación de 1999-2015, se obtuvo 1.09. Asimismo, en este segundo capítulo resultó en una ganancia absoluta de 856 km² y relativa del 19.3 %. Sin embargo, la comparación de los resultados en el capítulo 1 y 2, en términos absolutos, debe tomarse con cautela toda vez que, a pesar de tratarse de una aproximación desde la teledetección, ambos estudios exhiben sensores distintos y una metodología diferente.

Adicionalmente, en el primer capítulo si bien se captura la clase de bosque mixta, que no es bosque puro, no se incluye en la estadística de sucesión natural. Tal vez, la mejor comparación es la relativa, y aún más precisa la tasa anual de deforestación r ; las cuales endosan en ambos casos un aumento de la cobertura boscosa o sucesión. De la comparación de ambos capítulos se colige que en el último lustro al parecer hubo una considerable desaceleración de la sucesión. No obstante, es claro que estos dos estudios, consignados en el presente capítulo, así como en el anterior, a diferencia del resto de estudios para el departamento de Boyacá, o incluso para los estudios subdepartamentales emanados de las corporaciones autónomas regionales con jurisdicción en el departamento de Boyacá, como lo son Corpoboyacá y Corpochivor presentan, sin excepción, un escenario de deforestación. En otras palabras, los capítulos 1 y 2 de este libro, por primera vez apoyan la tesis de sucesión natural para el departamento de Boyacá.

Como conductores de este cambio, la sucesión natural de los bosques, en el capítulo 1 del presente libro, se había señalado como inversamente asociado a la expansión agrícola y la cobertura herbácea, y positivamente asociada a la temperatura media anual. Paralelamente, Graesser et al. (2015) habían documentado para América Latina y el Caribe una desaceleración de la expansión de la frontera agrícola entre

2007 y 2013. Lo anterior en franca sintonía con el resultado que se logró en el presente capítulo e incluso con lo relativo a la emigración rural de la que se reseñó en el capítulo 1, presentó una aceleración en la emigración del campo boyacense. Sin embargo, es menester subrayar que han inmigrado a Venezuela millones de personas, incluso con nacionalidad colombiana, algunos de los cuales no son capturados en las estadísticas oficiales del DANE, pero que sin lugar a dudas cambian los estimativos poblacionales rurales. Respecto del pronóstico hecho en el capítulo anterior se puede afirmar que con 5,300 km² observados para 2015 y 4,600 km² proyectados, el estimativo se quedó corto. Esto se debe a que se hizo con la clase pura, sin agregarle la clase mixta de bosque con otras coberturas. Aun así, los resultados son satisfactorios, pues no hay un orden de magnitud de diferencia, unos 700 km² aproximadamente entre lo observado mayor a lo estimado.

Es importante subrayar que la metodología que se aplicó en el presente estudio, captura acertadamente los bosques nativos de Boyacá y en menor medida los bosques plantados de pino y eucalipto. Los eucaliptos que con frecuencia se siembran en las cercas de las fincas planas se aprecian mejor en la clasificación, en comparación con aquellos sembrados en laderas, posiblemente por tener mayor porte a causa de su nulo aprovechamiento o aprovechamiento tardío, y no menos importante, mejor disponibilidad de agua y abonos a causa de los cultivos vecinos.

Los trabajos de deforestación, en su gran mayoría, presentan una falta de precisión o también llamada precisión falsa. Primero, cuando se basan en mosaicos de al menos dos imágenes satelitales de distinta fecha no hay un juicioso cálculo de la fecha de cada mosaico, donde la fecha debe basarse en un promedio ponderado resultante de su área y fecha correspondiente, tal y como se ejemplificó en el presente estudio. Segundo, se colige del punto anterior, que como se mencionó anteriormente, la falta de precisión en el denominador en la tasa anual de deforestación propuesta por Puyravaud (2003), que se basa en el tiempo entre dos fechas, como resultado se introducen errores de hasta casi dos años en un caso extremo. Habitualmente, se reporta un año en

particular cuando este puede ser el primer o último día del año en un caso extremo. Un tercer factor de la precisión falsa se presenta cuando una comparación justa de transición de deforestación o sucesión, en términos absolutos como relativos, solo lo es si se remueven de las dos imágenes en cuestión exactamente las mismas zonas de nubes y sombras. Esto es, las nubes y sombras del mosaico B son removidas del mosaico A y viceversa. Mucha de la literatura en teledetección óptica y en particular en la dinámica de CUCT deja sin responder la pregunta.

Ahora bien, ¿cómo se manejó la parte no observable? En la Tabla 2.5 se aprecia cómo la cobertura de nubes no especifica si se trata de la mayor o la menor, ni mucho menos el efecto combinado de al menos dos en el periodo. En el presente estudio se observó 0.66 % para la primera fecha, 2.18 % para la segunda, y con el fin de obtener un área libre de nubes en ambos mosaicos, una cobertura sintética de nubes del 2.7 %. Aquí se trata con transparencia este tema que tan fácilmente puede comprometer los resultados de los estudios. Es sorprendente que el IDEAM (2017), así como Galindo et al. (2014), con el sello editorial de la misma institución, presenten tan baja cobertura de nubes para el departamento de Boyacá para la última década usando las imágenes LANDSAT, cuando el presente estudio hizo una pesquisa tan minuciosa del portal *Earth Explorer* de donde provienen las imágenes gratuitas del programa LANDSAT, y solo se pudieron producir dos mosaicos, 1999 y 2015 con una cobertura de nubes inferior al 2.2 %, que asciende al 2.7 % por el tratamiento “sintético” al tratar la misma cobertura de nubes en ambos mosaicos para una justa comparación.

Con esta cifra confiamos en un material de teledetección robusto, condición necesaria para obtener los resultados confiables. Como se pudo apreciar en la Tabla 2.5, la cobertura de nubes en el presente capítulo se encuentra entre las más bajas para el departamento de Boyacá. Opcionalmente, está el procedimiento de Sánchez-Cuervo et al. (2012), el cual consiste en crear imágenes compuestas mensuales con base en 16 días de observación, con resultados muy cercanos a cero nubosidad, no obstante, el precio que se paga es la más baja resolución espacial de un orden de magnitud de 30 a 250 m.

Es importante subrayar que desde hace varios años hay disponibilidad en la red de imágenes y datos de libre acceso de cobertura boscosa a nivel global. Entonces, ¿por qué tomarse el trabajo que llevaron a cabo Aide et al. (2013) o lo que se hizo en el presente capítulo para estimar la dinámica de la cobertura boscosa? Cunningham et al. (2020) encontraron que para Costa Rica los datos del *Global Forest Change* sobre o subestimaban la cobertura boscosa.

Mantener la ganancia observada en los últimos 15 años debe ser una política departamental para asegurar los servicios ambientales, en particular, el suministro de agua a una población creciente en sus cascos urbanos, y también proteger la biodiversidad de cara a nuestra responsabilidad como país megadiverso. Se ha argumentado que el posconflicto será positivo para el medioambiente. La evidencia que aquí se recoge apunta a lo contrario, ganancia de la cobertura boscosa sin el acuerdo de paz. En este punto se pueden tejer muchas telas, ausencia del estado donde antes se encontraba la guerrilla, presencia de paramilitares, etc.

Con el aumento del precio del gas, es de prever que los hogares regresen al uso de leña como combustible, lo que colocaría mayor presión en los bosques. Si aumenta el precio del gas, también aumenta el precio de la leña por mayor demanda. Como resultado agroindustrias como la panelera se ha volcado por el uso de llantas como combustibles en las hornillas. Municipios como Moniquirá tendrán un aumento en la contaminación de suelos y cuerpos de agua por estas cenizas no orgánicas.

No existe sustituto para un monitoreo sistemático de la dinámica de la cobertura del bosque nativo. Este es un sencillo indicador que permea a todos los saberes de la sociedad, del hombre común al científico. Tan solo requiere de un trabajo confiable. Con la expedición de la segunda encíclica del Papa Francisco, “*Laudato Si*”, del 24 de mayo de 2015, entra al teatro de la conservación un actor que estuvo de espectador. El trabajo aquí expuesto sirve como una herramienta para el discurso ambiental de tantos padres en pueblos boyacenses, donde son

escuchados por miles de personas. Se pueden proteger los bosques que son el pilar del agua, la agricultura, la economía y la biodiversidad.

Al estimar los cambios en la cobertura boscosa, pues hubo zonas con deforestación, otras que no cambiaron y otras con sucesión, se podría establecer los conductores de este cambio como las vías, el clima, la pendiente, las actividades agropecuarias y las variables socio-demográficas, entre otras, tal y como se hizo en el primer capítulo, pero con datos más recientes.

Literatura citada

- Aide, T. M., Clark, M. L., Grau, R., López-Carr, D., Levy, M. A., Redo, D., Bonilla-Moheno, M., Riner, G., Andrade-Núñez, M. J., y Muñiz, M. (2013). Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica*, 45(2), 262–271. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x>
- Armenteras, D., Cabrera, E., Rodríguez, N., y Retana, J. (2013). National and Regional Determinants of Tropical Deforestation in Colombia. *Regional Environmental Change*, (13), 1181-1193. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0433-7>
- Barbosa A. P., Galindo G., Vergara L. K., y Cabrera E. (2017). *Hoja metodológica del indicador Tasa anual de deforestación, Versión 1,2*. Sistema de Indicadores Ambientales de Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM.
- Bernal, N. R., Cabrera, E., Morales, M., Rincón, A., Ortiz, N., Rodríguez, N. (2007). *Estado y presión sobre los ecosistemas en las corporaciones autónomas regionales y de desarrollo sostenible: una tipología para los Andes colombianos*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Cabrera E., Vargas D. M., Galindo G., García, M.C., Ordóñez, M. F. (2011). *Memoria técnica de la cuantificación de la deforestación histórica*

nacional – escalas gruesa y fina. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM.

Cunningham, D., Cunningham, P., y Fagan, M. (2020). Evaluating Forest Cover and Fragmentation in Costa Rica with a Corrected Global Tree Cover Map. *Remote Sensing*, 12(19), 1-33. <https://doi.org/10.3390/rs12193226>

Etter, A., McAlpine, C., y Possingham, H. (2008). Historical Patterns and Drivers of Landscape Change in Colombia since 1500: A Regionalized Spatial Approach. *Annals of the Association of American Geographers*, 98(1), 2-23. <https://doi.org/10.1080/00045600701733911>

Food and Agriculture Organization of the United Nations –FAO–. (2020). *Global Forest Resources Assessment 2020*. FAO. <https://doi.org/10.4060/ca9825en>

Galindo G., Espejo O. J., Ramírez J. P., Forero C., Valbuena C. A., Rubiano J. C., Lozano R. H., Vargas K. M., Palacios A., Palacios S., Franco C. A., Granados E. I., Vergara L. K., y Cabrera E. (2014). *Memoria técnica de la Cuantificación de la superficie de bosque natural y deforestación a nivel nacional. Actualización Periodo 2012 – 2013*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM.

Gómez-Ruiz, P. A., Lindig-Cisnerosa, R., y Vargas-Ríos, O. (2013). Facilitation among Plants: A Strategy for the Ecological Restoration of the High-Andean Forest (Bogotá, D.C.— Colombia). *Ecological Engineering*, 57, 267–275.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.049>

Graesser, J., Aide, M., Grau, R., y Ramankutty, N. (2015). Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*, 10(3). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/3/034017>

- IDEAM. (2017). *Tasa anual de deforestación según departamento*. IDEAM. <http://www.ideam.gov.co/web/ecosistemas/ecosistemas-recursos-forestales>
- McGarigal, K. (2015). *Fragstats Help*. Department of Environmental Conservation, University of Massachusetts. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf>
- Puyravaud, J. P. (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177(1–3), 593–596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- Rodríguez, N., Armenteras, D., y Retana, J. (2012). Land Use and Land Cover Change in the Colombian Andes: Dynamics and Future Scenarios. *Journal of Land Use Science*, 8(2), 154-174. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2011.650228>
- Sánchez-Cuervo, A. M., Aide, T. M., Clark, M. L., y Etter, A. (2012). Land Cover Change in Colombia: Surprising Forest Recovery Trends between 2001 and 2010. *PLOS ONE*, 7(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043943>
- Sarmiento-Pinzón, C.E., Ramírez-Aguilera, D.P., Pinzón-Flórez L.F., Zapata-Jiménez, J.A., Medina-Triana, J.A., Cadena-Vargas, C.E., y Sarmiento-Giraldo, M.V. (2012). *Actualización del Atlas de Páramos de Colombia, escala 1:100,000*. IAvH. www.humboldt.gov.co
- The American Association of Variable Star Observers. (2021). <https://www.aavso.org/cgi-bin/cal2jd.pl>
- Valencia, J., Lassaletta, L., Velázquez, E., Nicolau, J. M., y Gómez-Sal, A. (2012). Factors Controlling Compositional Changes in a Northern Andean Páramo (La Rusia, Colombia). *Biotropica*, 45(1), 18–26. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00895.x>

Van der Hammen, T., Pabón, J. D., Gutiérrez, H., y Alarcón, J. C. (2014). El cambio global y los ecosistemas de alta montaña en Colombia. En C. Castaño (Ed.). Páramos y ecosistemas altoandinos en condición Hotspot & Global Climatic Tensor. Capítulo 3, pp. 163-209. Ministerio del Medio Ambiente - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.



Capítulo 3.

Dinámica de la cobertura boscosa en las áreas protegidas de Boyacá entre 1999 y 2016

Jorge Vicente Ruiz Linares
Adriana Palacios Manrique

Introducción

Las áreas protegidas no son otra cosa que un ordenamiento del territorio destinado a la conservación *in situ*. De cara a que Colombia es un país megadiverso, las áreas protegidas juegan un papel protagónico en esta protección. No obstante, ¿se ha evaluado este papel? Se esperaba que las áreas protegidas conserven la cobertura boscosa, que como se mencionó en el capítulo anterior, actúa como sombrilla de la biota y servicios ambientales. Aquí, examinamos el desempeño de las áreas protegidas en el departamento de Boyacá en todos sus niveles, desde el nacional, regional, municipal e incluso las reservas de la sociedad

civil, siendo estas últimas las de menor área, pero importantes en el concierto de la conservación. Como resultado, es pasar al tablero a las entidades a cargo de estas áreas, llámense la Unidad Administrativa Especial de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN), las corporaciones autónomas con jurisdicción en Boyacá como los son la CAR, CAS, Corpochivor y Corpoboyacá, y la sociedad civil con sus áreas protegidas. Lo que veremos más adelante son los resultados de la gestión 1999-2015 con miras a tomar medidas de una situación que no deja de ser preocupante. Este capítulo está basado en el anterior, el capítulo 2, de donde se extrae la cobertura boscosa para 1999 y 2015, solo que ahora abordamos el lente de la dinámica boscosa enfocándonos en todas las áreas protegidas del departamento de Boyacá.

Materiales y Métodos

Aproximadamente, un sexto del área del departamento de Boyacá, o 16 % se encuentra bajo algún tipo de área protegida. De cara a que a nivel nacional se llega al 31 % en la parte continental (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2022) se colige que el porcentaje boyacense es casi la mitad de la cifra nacional. En Boyacá las áreas protegidas para el 2015 ocupaban 3,772 km², con algún tipo de protección, personificados en tres parques nacionales; los de Tama, el Cocuy y Pisba y los Santuarios de Flora y Fauna de Guanentá Alto Río Fonce e Iguaque. Todas las anteriores fueron creadas antes del año 2000 (ver tabla 3.1A). Enseguida se encuentran siete Distritos Regionales de Manejo Integrado (DRMI), bajo la jurisdicción de alguna de las cuatro corporaciones regionales con áreas protegidas en el departamento de Boyacá: CAR, CAS, Corpoboyacá y Corpochivor. Tan solo una de las anteriores, la de Sochagota fue declarada antes del año 2000 (ver tablas 3.1 A y B). Adicionalmente, están 25 reservas naturales de la sociedad civil, estando todas las anteriores tres categorías bajo la jurisdicción de la UAESPNN regionales, 12 parques municipales, para un total de 25 entre regionales y municipales (Tablas 3.1A y 3.1B). Siguen las diez reservas forestales protectoras, seis de orden nacional bajo la jurisdicción del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) y

cuatro regionales bajo la jurisdicción de la CAR, todas las anteriores fueron creadas antes del año 2000. A partir del 2008 se declaran los Parques Naturales Regionales (PNR), siendo ocho de estos de la jurisdicción de la CAR, CAS y Corpoboyacá (ver Tabla 3.2). En penúltimo lugar están las nueve Reservas Naturales Municipales todas creadas después del 2000 y bajo la jurisdicción del municipio donde se encuentran. Finalmente, están trece Reservas Naturales de la Sociedad Civil que fueron creadas luego del 2000, pero antes del 2016 (ver Tabla 3.2). En el departamento se encuentran más áreas protegidas creadas luego del 2015, pero sobrepasan el límite superior de nuestra ventana de observación estas se excluyen. Algunas áreas protegidas tienen traslapo entre sí, por lo que se opta por una unión geográfica entre las áreas para evitar contar la misma área dos veces.

Tabla 3.1A
Áreas protegidas en el departamento de Boyacá declaradas antes del año 2000 por su nombre, jurisdicción, fecha de creación y categoría.

Nombre del Área Protegida	Jurisdicción	Fecha de declaratoria	Categoría
El Cocuy	UAESPNN	6/06/1977	PNN
Tama	UAESPNN	6/06/1977	PNN
Pisba	UAESPNN	6/06/1977	PNN
Guanentá Alto Río Fonce	UAESPNN	18/11/1993	SFF
Iguaque	UAESPNN	1/06/1977	SFF
Lago de Sochagota	CORPOBOYACÁ	31/07/1986	DRMI
Cuenca del Río Cravo Sur	MADS	7/04/1986	RFPN
Sierra El Peligro	MADS	28/01/1988	RFPN
Cuenca Hidrográfica de la Quebrada la Tablona	MADS	20/10/1981	RFPN
El Malmo	MADS	17/12/1976	RFPN
Cuchilla de Sucuncuca	MADS	4/07/1989	RFPN
La Cuchilla del Minero	MADS	7/06/1993	RFPN
Nacimiento del Río Bogotá	CAR	31/03/1982	RFPR
Páramo de Rabanal	CAR	30/12/1992	RFPR
Páramos de Telecom y Merchán	CAR	7/04/1999	RFPR
El Robledal	CAR	10/11/1981	RFPR

Tabla 3.1B
Áreas protegidas en el departamento de Boyacá declaradas entre el año 2000 y 2015 por su nombre, jurisdicción, fecha de creación y categoría.

Nombre del Área Protegida	Jurisdicción	Fecha de declaratoria	Categoría
Páramo de Rabanal	CORPOBOYACÁ	15/12/2009	PNR
Unidad Biogeográfica de Siscunsi Ocetá	CORPOBOYACÁ	16/12/2008	PNR
Cortadera	CORPOBOYACÁ	17/12/2015	PNR
Serranía de las Quinchas	CAS	29/07/2009	PNR
El Valle	CORPOBOYACÁ	17/12/2015	PNR
Pan de Azúcar el Consuelo	CORPOBOYACÁ	27/01/2012	PNR
Serranía El Peligro	CORPOBOYACÁ	15/12/2009	PNR
Serranía de las Quinchas	CORPOBOYACÁ	16/12/2008	PNR
Páramo de Guargua y Laguna Verde	CAR	18/08/2009	DRMI
Cuchillas Negra y Guanaque	CORPOCHIVOR	26/11/2014	DRMI
Páramo Rabanal	CORPOCHIVOR	7/02/2011	DRMI
Del Río Minero y sus Zonas Aledañas	CAS	29/07/2009	DRMI
Páramos de Guantiva y La Rusia	CAS	30/10/2008	DRMI
Páramo de Cristales, Castillejo o Gauchaneque	CORPOCHIVOR	20/12/2011	DRMI
Páramo de Guargua y Laguna Verde	CAR	18/08/2009	DRMI
Cuchillas Negra y Guanaque	CORPOCHIVOR	26/11/2014	DRMI
Páramo Rabanal	CORPOCHIVOR	7/02/2011	DRMI
Del Río Minero y sus Zonas Aledañas	CAS	29/07/2009	DRMI
Páramos de Guantiva y la Rusia	CAS	30/10/2008	DRMI
Pantanillo	UAESPNN	18/10/2007	RNSC
San Antonio	UAESPNN	18/01/2012	RNSC
Conjunto de Reservas Naturales de Sumicol S.A. La Cabaña	UAESPNN	20/03/2014	RNSC
Pueblito Antiguo	UAESPNN	16/05/2007	RNSC
Chiscas	Municipio de Chiscas	9/12/2014	PNM
Cómbita	Municipio de Cómbita	15/12/2014	PNM
Cucaita	Municipio de Cucaita	9/06/2009	PNM
Zarza y Pan de Azúcar	Municipio de Duitama	5/03/2009	PNM
Cocuy	Municipio de El Cocuy	29/05/2014	PNM
Gachantivá	Municipio de Gachantivá	19/03/2015	PNM
El Chuscal	Municipio del Espino	28/09/2005	PNM
Ranchería	Municipio de Paipa	14/12/2004	PNM
Robledales de Tipacoque	Municipio de Tipacoque	25/08/2006	PNM
Montecito	UAESPNN	23/08/2010	RNSC
Furatena	UAESPNN	22/10/2014	RNSC

Rogitama Biodiversidad	UAESPNN	22/08/2003	RNSC
La Zamberra	UAESPNN	30/07/2015	RNSC
Alto de Paula	UAESPNN	4/03/2005	RNSC
Aves de El Paujil	UAESPNN	12/12/2005	RNSC
Las Lagunas Encantadas	UAESPNN	17/12/2013	RNSC
Buenavista	UAESPNN	28/10/2014	RNSC
Cochahuaira	UAESPNN	22/10/2014	RNSC

Fuente: Los autores con base en el Registro Único de Áreas Protegidas² y el Sistema Regional de Áreas Protegidas de Boyacá³. Las categorías de las áreas protegidas son las siguientes:

PNN=Parque Nacional Natural

SFF= Santuario de Flora y Fauna

RFPN= Reserva Forestal Protectora Nacional

RFPR=Reserva Forestal Protectora Regional

DRMI=Distrito Regional de Manejo Integrado

PNR=Parque Natural Regional

SIMAP=Sistema Municipal de Áreas Protegidas

PNM=Parque Natural Municipal

RNSC=Reserva Natural de la Sociedad Civil

La jurisdicción bajo la cual las áreas protegidas se encuentran son:

UAESPNN=Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales

MADS=Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

CAR=Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca

CAS=Corporación Autónoma Regional de Santander

CORPOBOYACÁ=Corporación Autónoma Regional de Boyacá

CORPOCHIVOR=Corporación Autónoma Regional de Chivor

Las áreas protegidas nacionales cubren en el departamento aproximadamente 1,734 km², siendo inferiores en un 16 % a las áreas protegidas regionales y municipales con 2,015 km², estadística sorpren-

dente. Las reservas naturales de la sociedad civil tan solo cubren 13,2 km² del departamento (Figura 3.1), dos órdenes de magnitud inferiores a las anteriores dos.

La ecorregión más protegida es la del Páramo Norte con casi una tercera parte de su área protegida, sobre todo por el área del PNN El Cocuy, mientras que la menos protegida es la Andina Norte con menos del 10 % de su área (Tabla 3.2).

2 <https://runap.parquesnacionales.gov.co>

3 <https://www.CORPOBOYACÁ.gov.co/sirap/>

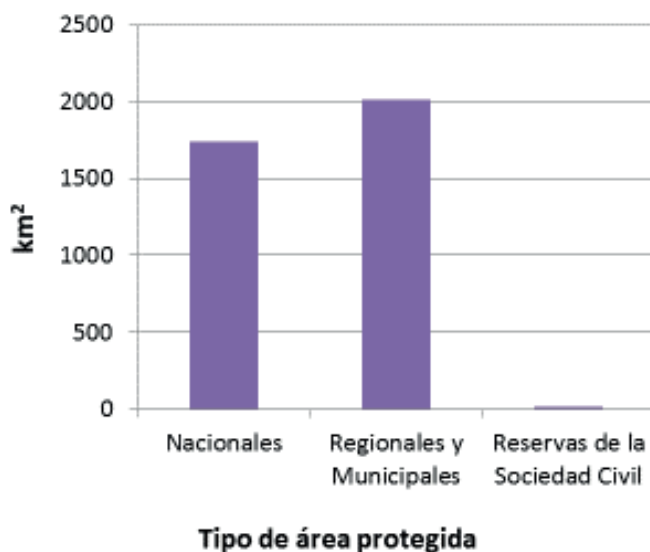


Figura 3.1 Área por tipo de área protegida en Boyacá en 2018

Fuente: Los autores, con base en el SIRAP Boyacá
<https://www.CORPOBOYACÁ.gov.co/sirap/>

Para la caracterización biogeográfica del departamento de Boyacá se sigue a Sánchez-Cuervo et al. (2012), quienes se basan en el trabajo de Olson et al. (2001). La aproximación de aquellos es una asignación ecosistémica a una división político-administrativa, como lo es un municipio. En el caso del segundo grupo de autores, una ecorregión se define como unidades relativamente grandes del paisaje que albergan un ensamblaje particular de comunidades y especies, con fronteras que se aproximan a la extensión original, anteriores al cambio de uso del suelo. De cara a que algunos municipios pudieron tener asiento en más de una ecorregión, se le asignó la ecorregión dominante. Por ejemplo, algunos municipios contenían ecorregiones secas como en la cuenca del Río Sogamoso-Chicamocha, pero estas no fueron suficientes como para dominar el municipio, por esto se le asigna a todo el municipio la ecorregión dominante (Tabla 3.2), para más detalle sobre las Ecorregiones se puede observar en detalle el capítulo 1. La

ecorregión más grande, la Andina Norte es la que menor porcentaje de áreas protegidas alberga, Tabla 3.2.

Tabla 3.2
ecorregión dominante con su número de identificación y
áreas protegidas* en los 123 municipios boyacenses para el
2016, por número de municipios, área y porcentaje

Nombre y número de la ecorregión	Número de municipios	Área en km ²	Porcentaje de área de la ecorregión en el departamento	Área de la ecorregión protegida en km ²	Porcentaje de la ecorregión protegida
Andina Norte NT0136	71	8,499	36.5	631	7.42
Cordillera Oriental NT0118	32	6,931	29.8	905	13.06
Páramo Norte NT1006	19	6,307	27.1	2,079	32.96
Magdalena-Urabá Húmedo NT0137	1	1,536	6.6	157	10.22
Total	123	23,273	100.0	3,772	16.21

Nota. Para las áreas de las Ecorregiones, adaptado de Sánchez-Cuervo y Aide, 2013. Cálculo de las zonas protegidas, este estudio.

*Incluye: Parques Nacionales, Distritos Regionales de Manejo Integrado, Parques Regionales, Reservas Naturales de la Sociedad Civil, Reservas Forestales Protectoras Regionales y Nacionales y Santuarios de Fauna y Flora.

Con base en los resultados de la base de datos de ArcGis se crean hojas de Excel con las áreas para 1999 y 2015 para el total del departamento por ecorregión, así como para cada uno de los tipos de áreas protegidas mencionadas arriba y existentes en el departamento. El cambio relativo se calcula sumando el área constante al área de sucesión y restando la deforestación entre 1999 y 2015, y dividiendo la suma por la cobertura de 1999.

Las tres hipótesis nulas H_0 del presente capítulo son:

1. La tendencia de deforestación por Ecorregiones boyacenses ha sido estacionaria entre 2000 y 2015.
2. La tendencia de la deforestación dentro de las áreas protegidas en el departamento de Boyacá para el periodo comprendido entre 2000 y 2015 es estacionaria.

3. La tendencia de la deforestación fuera de las áreas protegidas en el departamento de Boyacá para el periodo comprendido entre 2000 y 2015 es estacionaria.

Las H_0 se someten a prueba con base en la prueba de Chi-Cuadrado con un nivel Alfa del 5 % para ser rechazadas. Lo anterior se llevó a cabo con el portal de Preacher (2001).

En el capítulo 2 se produjo para el departamento de Boyacá estimativos de sucesión, deforestación y de áreas boscosas que no sufrieron cambio en un periodo de 16.24 años con fechas ponderadas de 19 de agosto de 1999 y 12 de noviembre de 2015, según el anterior capítulo del presente libro. Esto se hizo con base en imágenes LANDSAT 5 TM, LANDSAT 7 ETM+ y LANDSAT 8 OLI, con base en mosaicos de las cuatro imágenes que cubren el departamento de Boyacá, de camino_fila (path_row) 7_55, 7_56, 7_57 y 8_56, (Figura 3.2). Este trabajo constituye el insumo básico para establecer el papel jugado por las áreas protegidas en la conservación durante el periodo en cuestión, siendo la unidad de análisis los píxeles de 0,5 ha, como se explicó en el capítulo anterior.

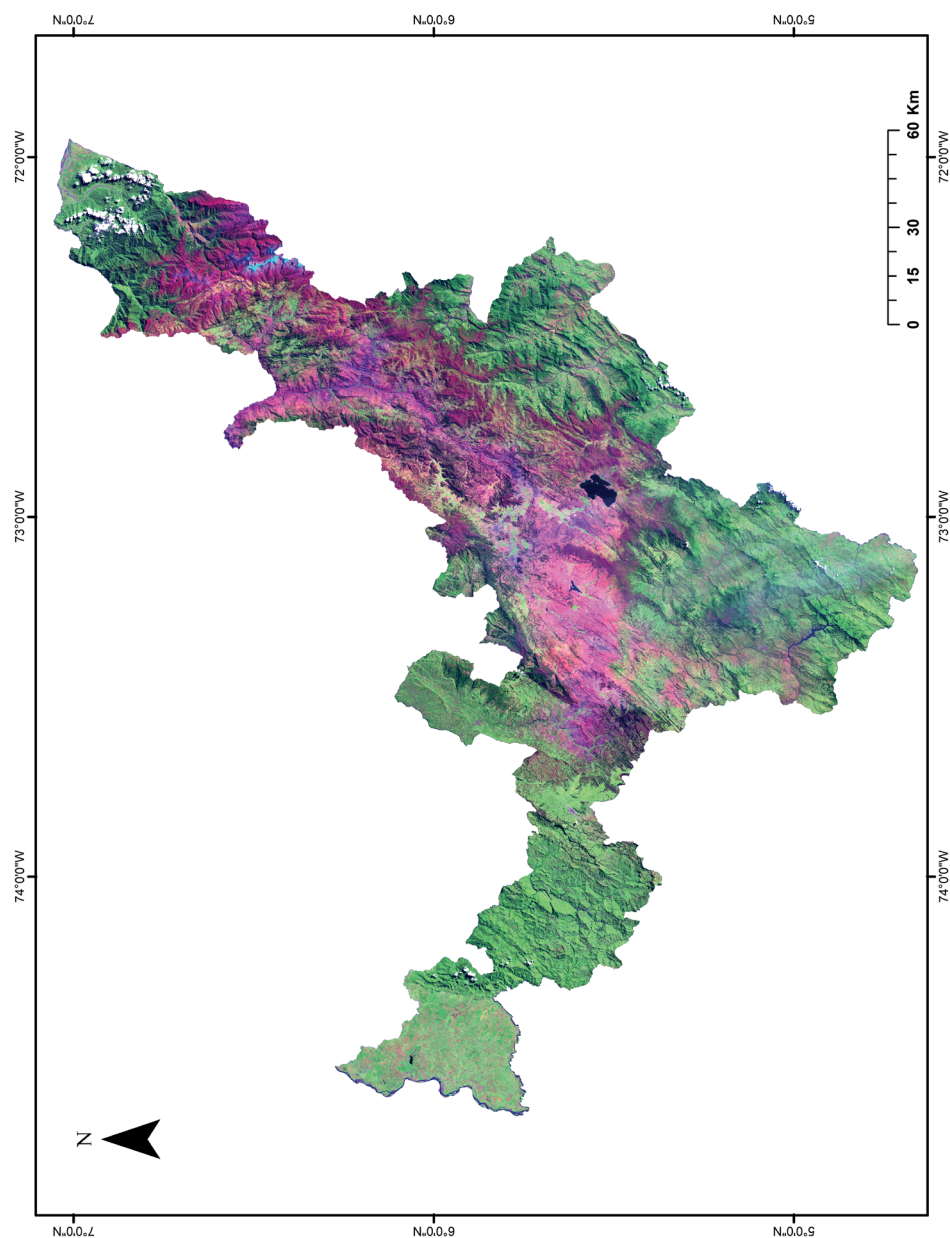


Figura 3.2
Mosaico de las cuatro imágenes LANDSAT 8 OLI en falso color
RGB 543 para todo el departamento de Boyacá con fecha
ponderada por área de 12 de noviembre de 2015.

La clasificación del mosaico de imágenes satelitales LANDSAT se basa en una metodología suave o de subcelda (*Subpixel Classifier*) de Erdas Imagine, (Figura 3.2). A diferencia de la clasificación supervisada o no supervisada que clasifica cada celda a solo una clase, este clasificador usa porcentajes de la cobertura de interés, en este caso el bosque. Más información al respecto se puede obtener en el capítulo anterior, no obstante, a continuación, se presenta un resumen.

En el programa Erdas Imagine se someten las cuatro imágenes del mosaico a la rutina de reducción de bruma (*Haze reduction*). El presente trabajo no aborda los páramos del departamento, por tratarse de otro ecosistema que, si bien puede tener flora leñosa, requiere de un estudio específico que desborda los alcances del presente estudio. En otras palabras, los resultados de la presente investigación, el impacto de las áreas protegidas en la dinámica de la cobertura boscosa son netos de páramos. La anterior decisión se apoya en el estudio de Valencia et al. (2012), la cual encontró en Boyacá cuatro tipos de páramo, según sus especies leñosas y herbáceas, lo que podría introducir error o ruido en la clasificación digital. En ese orden de ideas, del portal del Instituto de Investigación Alexander von Humboldt se descargó el archivo de páramos de Colombia escala 1:100,000 (Sarmiento-Pinzón et al., 2012) y se procedió a cortarlo en ArcGis v. 10.3. Con los anteriores datos se puede evaluar cuál fue el papel de las áreas protegidas en esta dinámica de la cobertura boscosa. Mayor información al respecto se puede consultar en el capítulo anterior. Del portal del Sistema Regional de Áreas Protegidas de Corpoboyacá se descargan para Boyacá las coberturas en *shapefile* de las áreas protegidas mencionadas arriba de los niveles nacional, regional, municipal y civil existentes en Boyacá en el 2018.

Enseguida se hace un corte de las áreas protegidas para dejar tan solo la parte que corresponde al departamento de Boyacá. Este fue el caso, por ejemplo, del PNN El Cocuy que tiene parte de su área en otros dos departamentos: Arauca y Casanare, o el Santuario de Flora y Fauna de Guantentá Alto Río Fonce que también tiene cobertura en el departamento de Santander. Bajando un nivel de categoría del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) a los Parques Naturales

Regionales, espejo de lo anterior ocurre igualmente con el Parque Natural Regional (PNR) Las Quinchas, serranía que se extiende fuera de Boyacá. Sin embargo, si bien la serranía se extiende desde Santander hacia el sur hasta Cundinamarca, en este último departamento no se encuentra bajo protección alguna.

Se hacen comparaciones de la cobertura boscosa dentro y fuera de las áreas protegidas por ecorregión. Finalmente, se calcula el Índice de Riesgo de Conservación de Bosques o WCRI (*Woody Conservation Risk Index*) siguiendo a Clark et al. (2021). El WCRI se calcula para dos fechas aproximadas, 1999 y 2016 como el porcentaje de la cobertura boscosa, protegida y no protegida, la cual fue convertida, esto es, sin cobertura boscosa, relativa al porcentaje de la cobertura boscosa protegida. El WCRI está inspirado en el Conservation Risk Index propuesto por Hoekstra y colaboradores (2004) que calcula el porcentaje del área de un bioma convertido relativo al área protegida de dicho bioma sin importar su cobertura (Clark et al. 2021). En ese orden de ideas el WCRI va un paso más adelante e incorpora la cobertura boscosa de la ecorregión, aunque también puede calcularse para biomas.

Resultados

Este tercer capítulo del libro sobre geografía ambiental en el departamento de Boyacá arroja los siguientes resultados para la ventana de observación 2000-2015. Las tres hipótesis nulas antes planteadas se rechazan como veremos a continuación. Hubo una considerable y estadísticamente significativa regeneración de bosques en el departamento de Boyacá en el periodo de aproximadamente un quinto, y en términos absolutos de unos 843 km² (Tabla 3.3). Como resultado casi una cuarta parte del departamento tiene cobertura boscosa. La ecorregión Cordillera Oriental exhibió la mayor cobertura boscosa, más de una tercera parte, pero paralelamente la menor ganancia. Todas las ecorregiones experimentaron una ganancia neta de la cobertura boscosa, sin excepción; cambio estadísticamente muy significativo, siendo considerable en las ecorregiones Magdalena-Urabá Húmedo y

la Andina Norte de casi 49 % en la primera y 42 % en la segunda. El cambio relativo en la ecorregión Páramo Norte fue de más de un tercio y finalmente la dinámica fue despreciable en la ecorregión Cordillera Oriental con tan solo 2.6 % (Tabla 3.3).

Tabla 3.3
Cambio de la cobertura boscosa en Boyacá entre 1999 y 2016, por tipo de ecorregión, no incluye páramos, en términos absolutos y relativos

Nombre y número de la ecorregión	Área de la ecorregión km ²	Cobertura boscosa en km ² (%) de la ecorregión con bosques		Cambio	
		1999	2016	Absoluto en km ²	Relativo en %
Andina Norte NT0136	8,499	1,154 (13.6)	1,634 (19.2)	480	41.8
Cordillera Oriental NT0118	6,931	2,467 (35.6)	2,530 (36.5)	63	2.6
Páramo Norte NT1006	6,307	518 (8.2)	697 (11.1)	179	34.7
Magdalena-Urabá Húmedo NT0137	1,536	249 (16.2)	370 (24.1)	121	48.8
Total	22,273	4,388 (19.7)	5,231 (23.5)	843	19.2

Nota. Prueba de Chi-cuadrado 60.3386 $p < 0.01$ tres grados de libertad.

A continuación, se muestra cómo afectan las áreas protegidas la cobertura boscosa (Tabla 3.4). La ganancia neta de la cobertura boscosa en las zonas sin protección es un orden de magnitud menor en comparación con las zonas protegidas para todas y cada una de las Ecorregiones. La prueba de Chi-cuadrado entre ambas fechas resultó altamente significativa para las Ecorregiones dentro y fuera de las áreas protegidas. En la ecorregión Páramo Norte hubo una pérdida importante de cobertura boscosa de más del 70 %. Se continúa apreciando que esta ecorregión se encuentra bajo alta presión incluso dentro de las áreas protegidas. Si bien la ganancia boscosa tuvo lugar en casi todo el departamento de Boyacá, como se mencionó líneas arriba, la ganancia fuera de las áreas protegidas fue de 221 km² mientras que dentro de

las áreas protegidas de 622 km². Se hace la aclaración que toda vez que para antes del 2000 no existía área protegida alguna en el municipio de Puerto Boyacá que alberga la ecorregión Magdalena-Urabá Húmedo, se imputó un kilómetro cuadrado, ya que la división por cero no está definida. Por lo anterior el aumento relativo del 6000 % debe tomarse con cautela.

Tabla 3.4
Dinámica de la cobertura boscosa dentro y fuera de las áreas protegidas* boyacenses por ecorregión entre 2000 y 2016***, no incluye la zona de páramos

Nombre y número de la ecorregión	Zonas no protegidas			Zonas protegidas*		
	Cobertura Boscosa 1999 en km ²	Cobertura Boscosa en 2016 en km ²	Cambio relativo en %	Cobertura Boscosa 1999 en km ²	Cobertura Boscosa en 2016 en km ²	Cambio relativo en %
Andina Norte NT0136	1,141	1,561	36.8	13	73	461.5
Cordillera Oriental NT0118	2,406	2,433	1.1	61	97	59.0
Páramo Norte NT1006	407	121	-70.2	111	576	418.9
Magdalena-Urabá Húmedo NT0137***	249	309	24.1	1	61	6,000
Total	4,203	4,424	5.2	185	807	336.2

Notas:

*Incluye: Parques Nacionales, Santuarios de Flora y Fauna, Parques Naturales Regionales y Municipales, Distritos Regionales de Manejo Integrado, Reservas Forestales Protectoras Nacionales y Regionales y Reservas Naturales de la Sociedad Civil.

**Se imputó un kilómetro cuadrado para el cálculo del incremento, toda vez que la división por 0 es indefinida. Esta imputación continúa en la siguiente tabla para el cálculo de WCRI.

***Prueba de Chi-cuadrado entre las áreas en las dos fechas para no protegido: 221.28 $p < 0.00001$ para las áreas protegidas: 56.66 $p < 0.00001$

Cuando controlamos por tipo de área protegida, se observa cómo las áreas protegidas nacionales y las reservas de la sociedad civil cumplen con su labor pero no así las áreas protegidas regionales y municipales, ver figura 3.3.

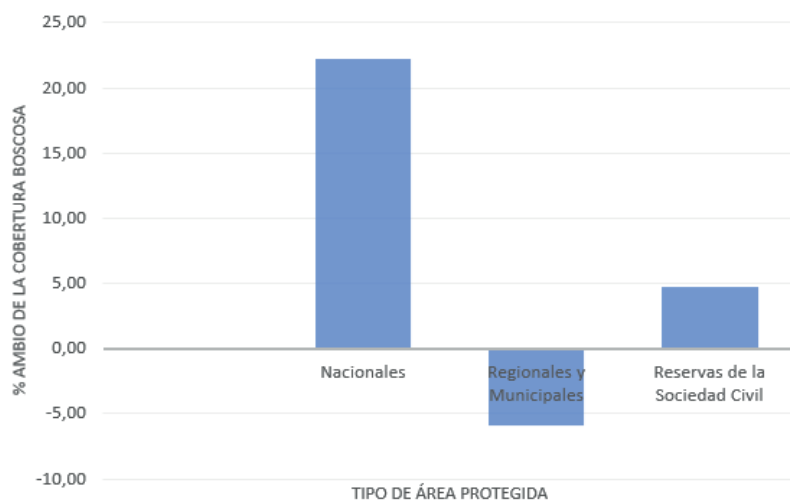


Figura 3.3
Dinámica de la cobertura boscosa 1999-2016 por
tipo de área protegida en Boyacá

Los resultados del WCRI, Tabla 3.5, sugieren un alto riesgo para 1999 con un índice de 102.1. El mayor riesgo se observa para el municipio de Puerto Boyacá, toda vez que antes del 2000 no había área protegida alguna en la ecorregión Magdalena-Urabá Húmedo. Hacemos la salvedad que se imputó un kilómetro cuadrado de área boscosa en esta ecorregión, de lo contrario no se habría podido calcular el WCRI, tal y como ocurrió en la tabla 3.4. Lo importante aquí es resaltar que por no contar con áreas protegidas en esta ecorregión, la cobertura boscosa se encuentra en riesgo. Para la misma fecha se presentaba un alto riesgo en la ecorregión Andina Norte debido a la baja protección que había en ese momento. El más bajo índice se presentó para la ecorregión Páramo Norte, en el mismo orden de magnitud que la ecorregión Cordillera Orienta, pero ambas con un orden de magnitud inferior al de la ecorregión Andina Norte.

Gracias a un aumento en las áreas protegidas a nivel local y regional a partir del presente siglo, el riesgo de las áreas protegidas disminuyó. Así lo indica el WCRI que cayó de 102.1 a 22.4, (ver tablas 3.5 y 3.6). El WCRI bajó en todas las Ecorregiones entre 1999 y 2016, pero en

particular en la Andina Norte y en Magdalena-Urabá Húmedo. Para ambos periodos el más bajo WCRI lo tiene la ecorregión Páramo Norte seguido de la ecorregión Cordillera Oriental.

Tabla 3.5
Cálculo del Índice de Riesgo de la Conservación de Bosques (Woody Conservation Risk Index-WCRI) para las cuatro Ecorregiones boyacenses para 1999*

Nombre y Código de ecorregión	Área en km ²	Área boscosa protegida en km ²	Porcentaje de bosques protegidos	Área boscosa no protegida en km ²	Área boscosa en km ²	% sin cobertura boscosa	WCRI
1	2	3	4=(3/2)/0.01	5	6=3+5	7=(6/2)/0.01	8=7/4
Andina Norte NT0136	8,499	13	0.15	1141	1154	86.4	565.0
Cordillera Oriental NT0118	6,931	61	0.88	2406	2467	64.4	73.2
Páramo Norte NT1006	6,307	111	1.76	407	518	91.8	52.2
Magdalena-Urabá Húmedo NT0137**	1,536	1	0.07	249	250	83.7	1286.0
Todas las Ecorregiones	22,273	185	0.79	4203	4388	81.1	102.1

Notas.

*La segunda fila denota el número de las columnas y su cálculo.

**Se imputó para la ecorregión Magdalena-Urabá Húmedo un kilómetro cuadrado como área boscosa protegida en 1999 para evitar la división por cero.

Tabla 3.6
Cálculo del Índice de Riesgo de la Conservación de Bosques (Woody Conservation Risk Index-WCRI) para las cuatro Ecorregiones boyacenses para el 2016*

Nombre y Cód9	Área en km ²	Área boscosa protegida en km ²	Porcentaje de bosques protegidos	Área boscosa no protegida en km ²	Área boscosa en km ²	% sin cobertura boscosa	WCRI
---------------	-------------------------	---	----------------------------------	--	---------------------------------	-------------------------	------

1	2	3	4=(3/2)/0.01	5	6=3+5	7=(6/2)/0.01	8=7/4
Andina							
Norte NT0136	8,499	73	0.86	1,561	1,634	80.8	94.0
Cordillera							
Oriental NT0118	6,931	97	1.40	2,433	2,530	63.5	45.4
Páramo							
Norte NT1006	6,307	576	9.13	121	697	88.9	9.7
Magdalena-Urabá							
Húmedo NT0137	1,536	61	3.97	309	370	75.9	19.1
Todas las ecorregiones	22,273	807	3.47	4,424	5,231	77.5	22.4

Nota.* La segunda fila denota el número de las columnas y su cálculo.

Discusión

Colombia junto con Cuba, México y Venezuela fueron los países donde la sucesión fue mayor que la deforestación, entre 2001 y 2010 (Aide et al., 2013). En el caso de Boyacá se aprecia que la dinámica boscosa se encuentra en sintonía con la tendencia nacional. Durante el periodo en cuestión, la cobertura boscosa en el departamento, por fuera de los páramos, aumentó en un quinto. No obstante, esta ganancia resultó marginal en el caso de la ecorregión Cordillera Oriental donde su aumento fue despreciable, indicando que es la ecorregión con mayor presión antrópica. La ecorregión Magdalena-Urabá Húmedo sobresale por exhibir una importante ganancia de cobertura boscosa.

A nivel global, hay buena evidencia que las áreas protegidas ayudan a conservar las zonas boscosas (Geldmann et al., 2013). Para América Latina y el Caribe, Clark et al. (2021) documentaron que entre 2000-2010 las áreas protegidas en la región tendían a contribuir con la conservación de la cobertura boscosa. Rodríguez et al. (2013) también lo habían encontrado para el caso colombiano –los Andes, excluyendo la Sierra Nevada de Santa Marta– durante el periodo 1985-2005.

Las áreas protegidas regionales y locales aumentaron para la segunda ventana de observación y contribuyeron a reducir la presión medida con una reducción del WCRI pero esto no se reflejó en un aumento de la cobertura boscosa dentro de estas. En otras palabras, esas áreas no están jugando su papel. Lo paradójico es que muchas de estas áreas protegidas no cuentan con guardabosques y se prestan para el problema de libre acceso. Este es el caso de El Robledal en cercanías a Ráquira, Boyacá. Las reservas de la sociedad civil, si bien juegan un papel muy secundario por su área en el concierto conservacionista del departamento, su papel aumenta al traer la perspectiva de conectores o corredores entre parches boscosos o entre otras áreas protegidas. Aquí el área no es tan importante como su potencial conector. En este sentido Palfrey y colaboradores (2022) y colaboradores han destacado el papel que estas áreas juegan en el concierto global de la conservación.

Otro tema paralelo resultó ser el cálculo del WCRI desarrollado por Clark et al. (2021) y que a nuestro saber y entender se calcula por primera vez exclusivamente para las Ecorregiones de Boyacá. El WCRI es importante toda vez que conjuga la cobertura original de la ecorregión con la cobertura presente de bosques y las áreas protegidas. Este índice cambia el grado de amenaza visto en la Tabla 3.3 que colocaba a la ecorregión Cordillera Oriental como la más amenazada, toda vez que exhibía el menor grado de sucesión en comparación a las otras tres Ecorregiones. Según el WCRI y para ambos periodos, la menor amenaza la exhibe la ecorregión Páramo Norte. El bajo WCRI en la ecorregión Páramo Norte para ambas fechas es gracias al papel que juegan las áreas protegidas en esta ecorregión, en particular el Parque Nacional Natural El Cocuy. La reducción del WCRI entre ambos periodos se debe a dos cosas, primero el aumento de la cobertura boscosa y en segundo lugar gracias al aumento de las áreas protegidas regionales, municipales y locales, que hoy superan en el departamento el área de los parques nacionales. El mayor WCRI en la ecorregión Andina norte sugiere que se deben tomar medidas de protección de la cobertura boscosa en general y paralelamente iniciativas conducentes a un aumento de las áreas protegidas en todos sus niveles. Siendo la eco-

rregión más extensa en el departamento, hay lugar para la declaratoria de áreas protegidas. Empero, los resultados del segundo WCRI que se dan gracias a los parques regionales y municipales debe tomarse con cautela. Estas áreas protegidas adolecen del problema del libre acceso o de los bienes comunes. En otras palabras, son parques de papel que no contribuyen a conservar la cobertura boscosa.

Para un estudio posterior se podría abordar la dinámica de los cuatro tipos de páramos y el papel que juegan las áreas protegidas en su conservación. Para continuar investigando con base en los resultados del presente estudio, se recomienda la identificación de los corredores de vegetación entre las áreas protegidas del departamento, bien sea reservas municipales, santuarios de flora y fauna y parques nacionales naturales.

Literatura citada

- Aide, T. M., Clark, M. L., Grau, R., López-Carr, D., Levy, M. A., Redo, D., Bonilla- Moheno, M., Riner, G., Andrade-Núñez, M. J., y Muñiz, M. (2013). Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica*, 45(2), 262–271. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x>
- Clark, M., Ruiz, J., Fandino, M. C., y López-Carr, D. (2021). Conservation Priorities in Terrestrial Protected Areas for Latin America and the Caribbean Based on an Ecoregional Analysis of Woody Vegetation Change, 2001-2010. *Land*, (10), 1067, 1-21. <https://doi.org/10.3390/land10101067>
- Geldman, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I. D., y Burgess, N. D. (2013). Effectiveness of Terrestrial Protected Areas in Reducing Habitat Loss and Population Declines. *Biological Conservation*, 161, 230-238. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.02.018>
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., Roberts, C. (2004). Confronting a Biome Crisis: Global Disparities of Habitat

- Loss and Protection. *Ecology Letters*, (8), 23–29, <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2022). *Así logró Colombia proteger y conservar el 34% de su territorio*. Bogotá: MADS consultado el 7 de enero de 2023 en: <https://www.minambiente.gov.co/comunicado-de-prensa/asi-logro-colombia-proteger-y-conservar-el-34-de-su-territorio/>
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D’Amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P. y Kassem, K. R. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: a New Map of Life on Earth. *Bioscience*, (51): 933–938. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051%5b0933:TEOTWA%5d2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051%5b0933:TEOTWA%5d2.0.CO;2)
- Preacher, K. J. (2001). Calculation for the Chi-square Test: An Interactive Calculation Tool for Chi-square Tests of Goodness of Fit and Independence [Computer software]. <http://quantpsy.org>
- Rodríguez, N., Armenteras, D., y Renata, J. (2013). Effectiveness of Protected Areas in the Colombian Andes: Deforestation, fire and Land-Use Changes. *Regional Environmental Change*, 13, 423-435. <https://doi.org/10.1007/s10113-012-0356-8>
- Sarmiento-Pinzón, C.E., Ramírez-Aguilera, D.P., Pinzón-Flórez L.F., Zapata-Jiménez, J.A., Medina-Triana, J.A., Cadena-Vargas, C.E., y Sarmiento-Giraldo, M.V. (2012). *Actualización del Atlas de Páramos de Colombia, escala 1:100,000*. IAvH. www.humboldt.gov.co
- Valencia, J., Lassaletta, L., J. Velázquez, E., Nicolau, J. M., y Gómez-Sal, A. (2012). Factors Controlling Compositional Changes in a Northern Andean Paramo (La Rusia, Colombia). *Biotropica*, 45(1), 1-9. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00895.x>



Capítulo 4.

La extinción glacial y tendencias de precipitación y temperatura en la Sierra Nevada del Cocuy

Jorge Vicente Ruiz Linares
Fabián Guzmán Patiño

Introducción

Con el Antropoceno hemos visto cómo la Econosfera ahoga la Biosfera. Somos seguramente la única especie que destruye su propio hábitat. La Ecología de Población nos ha mostrado cómo las poblaciones exhiben un crecimiento asintótico mientras que la especie humana crece como si no hubiese límites, cuando es claro que los hay en espacio, recursos y desechos. La economía se encuentra tan carbonizada que no es de extrañar que se presente el calentamiento global. La evidencia sugiere que este se está presentando muy rápidamente y que conlleva, entre otras cosas, al derretimiento glacial. En Colombia

han desaparecido ocho glaciares y un 40 % de pérdida del área glaciar entre 1989-2007 (Poveda y Pineda, 2009) o entre 20-50 % o más, en las últimas décadas (Albert et al., 2014). La desaparición de los glaciares, si bien es irrefutable, evidencia del deshielo de los glaciares colombianos, paralelamente se encierra amplios márgenes de variación en la literatura científica acerca de la magnitud de la pérdida glaciar en los glaciares remanentes, como se podrá constatar en los amplios márgenes de deshielo líneas abajo. Lo anterior es un tema generalizado en los glaciares andinos (Dussailant et al., 2019; Barcaza et al., 2017). Como vimos en el caso de los estimativos de deforestación nacionales y para el departamento de Boyacá en los capítulos 1 y 2 del presente libro, en este cuarto capítulo la incertidumbre se vuelve a repetir.

Según el IDEAM se han perdido los siguientes ocho glaciares: el primer glaciar en extinguirse fue el Puracé con una altura de 4520 m en 1940, enseguida el Galeras, 4276 m, y el Sotará, 4580 m, en 1948; el Chiles, 4470 m, en 1950; El Cisne, 4600 m, Pan de Azúcar, 4520 y el Quindío, 4650 m, en 1960, y por último el Cumbal, 4790 m, en 1985. De lo anterior se colige que es curioso que el extinto Galeras, siendo el nevado de menor elevación, no hubiese sido el primero en extinguirse.

En este último capítulo se va establecer la tendencia de deshielo de la Sierra Nevada del Cocuy, concluyendo la fecha aproximada de su extinción. Paralelamente se estudiarán dos conductores de los glaciares: la precipitación y la temperatura.

Materiales y métodos

Tomar imágenes satelitales de distintos sensores introduce ruido a la serie por las diferencias en resolución espacial, espectral y radiométrica. Por lo anterior, nos inclinamos por usar la serie LANDSAT que, a pesar de unas pequeñas diferencias en el ancho de las bandas espectrales con la introducción del Landsat 8 OLI, como se abordó en el capítulo 2, las imágenes LANDSAT TM, ETM+ y OLI presentan una misma resolución espacial. Sin embargo, de cara a que LANDSAT

TM y ETM+ tienen una resolución radiométrica de 8 bits mientras que LANDSAT 8 OLI tiene una resolución radiométrica de 16 bits se convirtieron valores de reflectancia a un rango entre 0 y 1.

Las imágenes LANDSAT descargadas de los sensores TM, ETM+ y OLI se obtuvieron del portal Earth Explorer⁴, corresponden al *path* (camino) 7 y *row* (fila) 57, aunque, por estar en el borde, las imágenes del *path* 7 *row* 56 también contienen el área glaciaria. Se procesaron 14 imágenes satelitales del Cocuy, entre 1989 y 2018 del satélite LANDSAT y los sensores TM, ETM+ y OLI, 71 %, de las cuales corresponden a la época seca de diciembre a marzo. En la Tabla 4.1 aparecen los 14 datos de cobertura glaciaria en hectáreas que se obtuvieron del área glaciaria para el Cocuy con su respectivo sensor, fecha gregoriana y juliana.

Tabla 4.1
Sensor, fecha gregoriana, fecha juliana y área glaciaria
observada entre 1989 y 2018 en la Sierra Nevada del Cocuy

Sensor LANDSAT	Fecha gregoriana	Fecha juliana	Área observada en hectáreas según NDSII*
TM	23/12/1989	2447884	3613
TM	20/06/1991	2448428	3031
TM	13/12/1997	2450796	2547
TM	19/03/1998	2450892	2496
TM	17/01/1999	2451196	2377
ETM+	30/01/2001	2451940	2714
ETM+	03/06/2002	2452429	2268
ETM+	03/09/2003	2452886	2129
TM	14/12/2009	2455180	1882
OLI	28/12/2014	2457020	2060
OLI	16/01/2016	2457404	1625
OLI	19/02/2017	2457804	1511
OLI	03/10/2018	2458395	1524
OLI	10/12/2019	2458827	1977

*Normalized Difference Snow and Ice Index

4 <https://earthexplorer.usgs.gov/>

Estas imágenes fueron corregidas atmosféricamente con el algoritmo ATCORE. Este algoritmo emplea el código MODTRAN5 con bases de datos de funciones de corrección atmosférica, lo cual permite la reducción de la influencia de la atmósfera en los datos resultantes (Richter y Schlöpfer, 2019). Con este algoritmo fueron calculados los valores de reflectancia a nivel del suelo, removiendo los efectos atmosféricos en las imágenes satelitales (aerosol, vapor de agua e iluminación), capturadas bajo diferentes condiciones atmosféricas y acondicionándolas para análisis posteriores (PCI Geomatics, 2019). Para este procedimiento fue empleado un Modelo Digital de Elevación (ASTER, 2017) de dominio público con resolución espacial de 30 m; luego, a partir del Modelo Digital de Elevación se genera trama (ráster) de pendiente, orientación y de vista aérea, como insumo en la preparación para la corrección atmosférica sobre terreno muy montañoso. Ya, en el último paso, el algoritmo elimina la influencia topográfica y atmosférica en la imagen, calculando así, la reflectancia en la superficie del terreno. Con cada banda convertida a reflectancia se proceden a apilar las bandas de las fechas correspondientes para obtener las imágenes multiespectrales. Para este caso, solo son apiladas las bandas del espectro visible rojo, verde y azul (RGB), los infrarrojos cercanos (NIR) y los infrarrojos de onda corta (SWIR), los infrarrojos térmicos no se tuvieron en cuenta. Por último, se realiza un corte sobre el área de interés, en este caso La Sierra Nevada del Cocuy.

La clasificación planteada para la detección de nieve se basó en un enfoque orientado a objetos, en este proceso los píxeles de características similares son agrupados en un proceso llamado segmentación y los grupos de píxeles resultantes se denominan objetos. Para este proceso se aplicó el algoritmo segmentación multiresolución, en el programa “*eCognition Developer*” (Geospatial, 2020) que se basa principalmente en detectar características radiométricas similares de los elementos analizados. Este proceso es iterativo ya que se tienen en cuenta tres parámetros –forma, compacidad y escala–, que deben ser modificados hasta que el intérprete, basado en fotointerpretación, observe buenos resultados. Luego de la segmentación, se generan

capas o “layers” auxiliares, que en este caso, a través de una investigación, se determinó el uso de un índice para detectar nieve, el índice empelado es el *Normalized Difference Snow and Ice Index* (NDSII por su sigla en inglés). El NDSII es generado a partir de una relación entre los infrarrojos cercanos y los de onda corta (Xiao et al., 2001) red, near-infrared and mid-infrared spectral bands; aplicando este índice se discrimina la cobertura de nieve con valores mayores a 0,2 y menores a 0,6. Finalmente, se hace un proceso manual de edición refinando los polígonos clasificados automáticamente. La capa resultante se exporta en formato vectorial y se calculan las áreas obtenidas por fecha.

A continuación, se calcula la fecha juliana con base en la fecha gregoriana de día, mes y año para cada imagen satelital en el calculador de acceso abierto de *The American Association of Variable Star Observers* (2021). Este programa también permite lo inverso, pasar de fecha juliana a gregoriana. Luego se crea una hoja de cálculo en EXCEL con el área glacial en una columna y la fecha juliana en la otra. En el mismo programa se realiza una regresión de mínimos cuadrados, donde la edad juliana es la variable independiente y el área glacial, la dependiente. Los residuales se someten a la prueba de distribución normal del estadístico Kolmogorov-Smirnov (D) en el programa de acceso abierto *Social Science Statistics* (2017). Si los residuales resultantes no son normalmente distribuidos se procederá a hacer una transformación de los datos como potencia, raíz cuadrada o logaritmo natural, para luego volver a hacer la prueba D. Si la ecuación es significativa a un nivel Alpha del 5 %, tanto para el coeficiente como para la constante, se hace el cálculo de cuando llega el glacial a su extinción, esto es, cuando el eje “Y” es igual a cero. Con base en el punto inicial y final de la recta se calcula la pérdida glacial en términos absolutos y relativos y paralelamente se procede a calcular “r” la tasa de Puyravaud (2003), tal y como se usó en los capítulos 1 y 2 de este libro, que es usada en un escenario análogo: la tasa anual de deforestación cobertura boscosa. No obstante, si el estadístico es positivo indica un crecimiento del bosque o del área glacial, mientras que si es negativo hay una pérdida glacial. Esta tasa está basada en la tasa de interés compuesto y es más intuitiva

que la propuesta por la FAO (Puyravaud, 2003), permitiendo comparar el cambio anual con otros estudios y no es afectada por el tamaño de los parches ni por el periodo de la ventana de observación. Se usan los valores resultantes de la línea de mínimos cuadrados y no los valores observados. La fórmula de r es según la siguiente ecuación (e4.1):

$$r = (1/t_2 - t_1) \ln(A_2/A_1) \quad (\text{e4.1})$$

Donde:

r = tasa anual de cambio glaciar

t_2 = fecha de la segunda observación

t_1 = fecha de la primera observación

$\ln$ = logaritmo natural

A_2 = Área de la segunda observación

A_1 = Área de la primera observación

Para el caso del cálculo de la tendencia de la temperatura y la precipitación, se obtienen de la estación meteorológica No. 24035240 del IDEAM, en la Quebrada Lagunillas en el municipio de Güicán en Boyacá. Para estos también se hace la regresión de mínimos cuadrados y prueba de normalidad de los residuales de la ecuación arriba mencionados. Cabe mencionar que los siete datos faltantes de precipitación en la serie se imputaron con base en el promedio del mes resultante del mismo mes para el año anterior y siguiente, y luego se ajusta el valor anual correspondiente.

Resultados

Con los datos se obtiene la siguiente ecuación de mínimos cuadrados, según la ecuación (e4.2):

$$\hat{Y} = 353148,964 - 0,14300368 (\text{fecha juliana}) + e \quad (\text{e4.2})$$

Donde:

“ $\hat{Y}$ ” es el valor por estimar del área glaciar

Luego está la constante, el coeficiente y la fecha juliana

e es el error

La ecuación es significativa a un nivel Alpha de 1 %, tanto para el intercepto como para el coeficiente, y el R^2 ajustado es de 80 %; adicionalmente, los residuales pasan la prueba D siendo esta 0.24757y un valor $p=0.304$ lo que sugiere que los residuales están normalmente distribuidos. Para resumir, el modelo está apropiadamente especificado.

La pérdida glaciar según la ecuación e4.2 es de la mitad, más exactamente 50.8 % en los últimos treinta años, entre 1989 y 2019, y arroja una tasa r de -7.08 %. Esta ecuación permite, adicionalmente, calcular la fecha del deshielo completo del glaciar, esto es, cuando la línea de la recta se cruza en el eje x cuando $y = 0$, la cual se obtiene en fecha juliana y se reversa el procedimiento para obtener la fecha gregoriana, esta fecha es marzo 9 de 2049 (Figura 4.1).

En comparación con otros estudios, los resultados que se obtuvieron se encuentran entre los más altos y largos, superados en ambos parámetros tan solo por el estudio de Rekowsky (2016), (Tabla 4.2 y Figura 4.2).

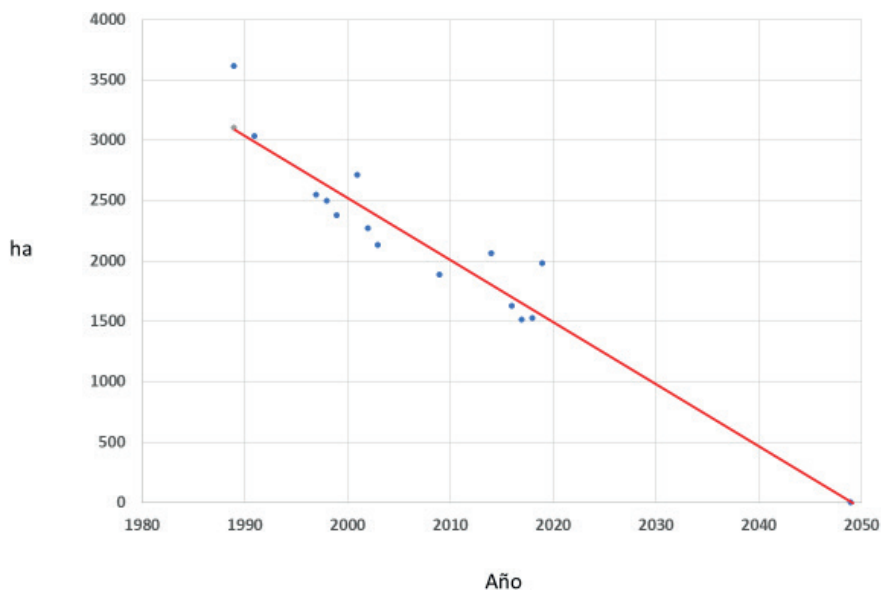


Figura 4.1
Datos observados 1989-2019 del área glaciar en la Sierra Nevada del Cocuy y línea de tendencia de mínimos cuadrados con la fecha estimada de extinción glaciar en el 2049

Tabla 4.2
Cálculo de la tasa anual de deshielo r según este y otros estudios en la Sierra Nevada del Cocuy, según los valores observados por teledetección, excepto si se indica lo contrario con* indica que se usaron los datos de la regresión de mínimos cuadrados

Publicación	Periodo	Área inicial A ¹ (ha)	Área final A ² (ha)	t años	r (%)
Este estudio*	1989-2019	3101	1527	30	-7.08
Herrera y Ruiz, 2008	1986-2009	2813	1644	19	-5.37
Este estudio	1989-1999	2813	2377	13	-1.69
Herrera y Ruiz, 2008	2007-2009	1715	1644	2	-2.09
Herrera y Ruiz, 2008	1986-2003	2813	2079	17	-1.76
Flórez, 1992	1978-1986	3833	3570	7	-0.71
Morris et al., 2006	1959-1973	3912	2800	14	-2.36
Morris et al., 2006	1973-1999	2800	2039	26	-1.21
Morris et al., 2006	1999-2003	2039	1630	4	-2.24
Ceballos et al., 2006	1986-2003	3140	1980	17	-4.61
Ceballos et al., 2006	1986-1994	3140	2370	8	-3.46
Ceballos et al., 2006	1994-2003	2370	1980	9	-1.98

Guillen et al., 2004	1960-1986	4888	3565	18	-1.74
Guillen et al., 2004	1986-2003	3565	2452	17	-3.74
Poveda y Pineda, 2009	1989-2000	2866	2290	11	-2.24
Poveda y Pineda, 2009	2000-2007	2290	1700	7	-2.98
Este estudio	1999-2009	2377	1882	11	-2.34
Peña, 2015	1992-2003	2810	2040	11	-3.20
Peña, 2015	2003-2014	2040	1112	11	-6.07
Rekowsky, 2016	1985-2016	3193	1463	31	-7.80
Este estudio	2009-2018	1882	1554	8	-2.11
Rabatel et al., 2017	2007-2016	1860	1546	9	-1.85

Nota. Se excluyen las mediciones históricas de los estudios que no son basadas en teledetección. En negrilla aparecen los mayores cinco valores de r con lo que se construye la Figura 4.2.

El estadístico r sugiere que en el nuevo siglo el deshielo en la Sierra Nevada del Cocuy ha, aumentado en comparación a lo observado en el siglo XX (Tabla 4.2).

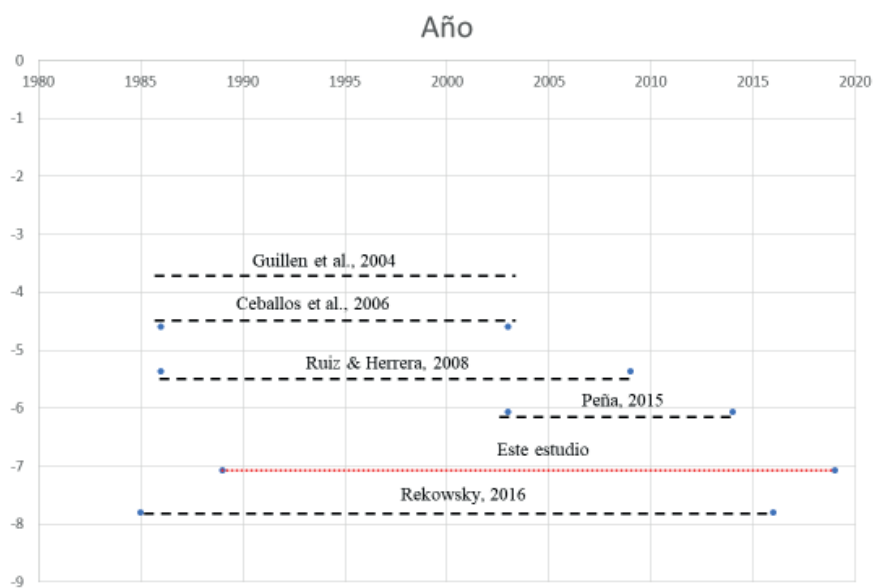


Figura 4.2

Resultados de la tasa anual de deshielo r según este y otros estudios en la Sierra Nevada del Cocuy, según los valores observados por teledetección

Nota. Marcado con [...] en rojo indica los resultados de r según la regresión de mínimos cuadrados

--- en negro indica r según otros cinco autores con el mayor r y se reporta la fuente.

Los residuales resultantes de la línea de mínimos cuadrados para el caso de la temperatura no pasan la prueba K-S. Por lo anterior, se les saca la raíz cuadrada y se vuelve a correr, obteniendo resultados satisfactorios en la prueba K-S. Los datos de temperatura sugieren que, según la ecuación de mínimos cuadrados, un incremento estadísticamente muy significativo $p < 0,01$ entre 1975 y 2015, tanto para la constante como para el coeficiente (Figura 4.3). La línea de regresión sugiere un incremento en los 40 años de $1,35\text{ }^{\circ}\text{C}$ para un incremento promedio de $0,034\text{ }^{\circ}\text{C}$ por año.

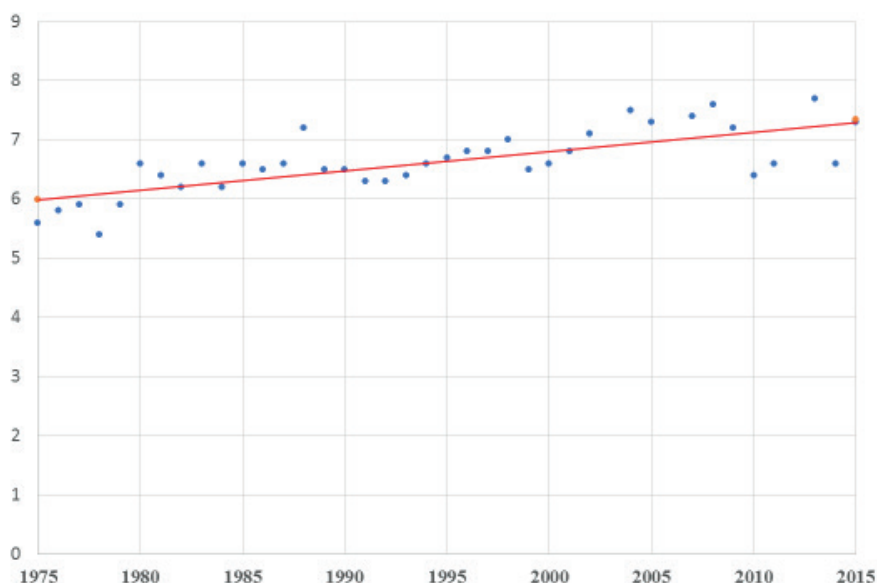


Figura 4.3

Datos de temperatura en $^{\circ}\text{C}$ de la estación Lagunillas del IDEAM en la Sierra Nevada del Cocuy 1975-2015 y línea de tendencia de mínimos cuadrados

Nota. Los resultados de la línea de regresión se hicieron con la raíz cuadrada de temperatura. R^2 56.2 %. La prueba K-S arroja 0,7358 y un valor $p = 0.97646$ sugiriendo que los residuales tienen una distribución normal.

En el caso de la precipitación, la ecuación del modelo es estadísticamente significativa, tanto para la constante como para el coeficiente, siendo en ambos casos $p < 0,01$. La precipitación disminuye en la Sierra Nevada del Cocuy de 1248 mm a 773 mm entre 1975 a 2015, equiva-

lente a un 38 %. Esta cifra resulta alarmante (Figura 4.4). Sin embargo, debe tomarse con cautela toda vez que el coeficiente de correlación del modelo se encuentra por debajo del 50 %. Adicionalmente, hubo siete valores vacíos en la serie que fueron imputados.

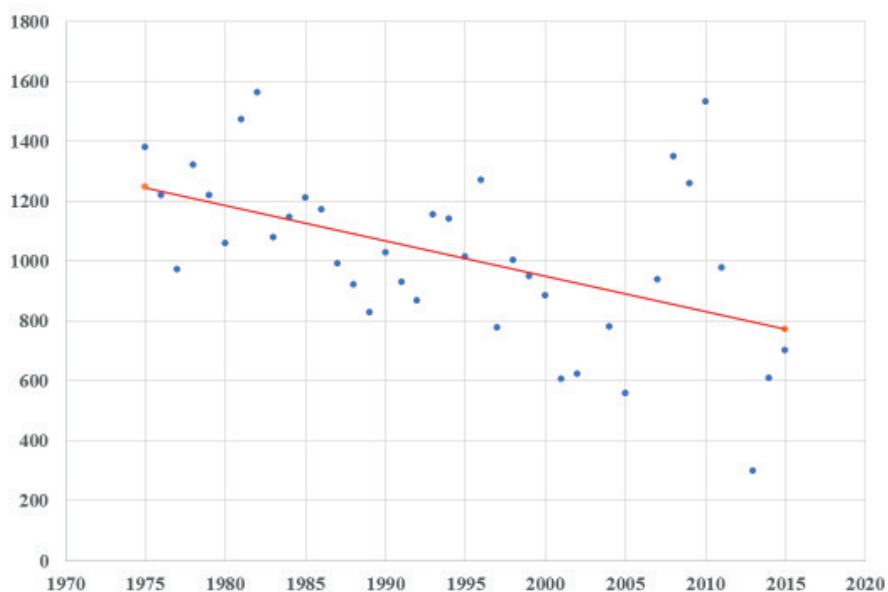


Figura 4.4

Precipitación en mm en la estación Lagunillas del IDEAM entre 1975 y 2015 y el modelo de regresión de mínimos cuadrados. R^2 : 24.8 %

Nota. La ecuación obtenida arroja un estadístico K-S de 0,1279 y un valor p de 0.15244 sugiriendo que los residuales se encuentran normalmente distribuidos.

Se concluye que la temperatura ha aumentado significativamente y la precipitación ha disminuido paralelamente, aunque sin ser esta confiable. En otras palabras, la menor área glaciar, y subrayamos que no estamos reportando volumen de hielo, se refleja en una reducción del área glaciar debido a menor precipitación, y adicionalmente, menor hielo por aumento de la temperatura. Todas las tres tendencias son altamente significativas, aunque en el caso de la reducción de la precipitación se teje duda por el bajo R^2 . El estadístico r aumenta negativa y considerablemente con el nuevo siglo en el caso del deshielo.

Discusión

Los años de El Niño Oscilación del Sur (ENOS) afecta el balance de masas en los Andes Tropicales (Veettil y Kamp, 2017). En los Andes los ENOS traen temperaturas más altas, mientras que La Niña, temperaturas más bajas. El ENOS en la mayor parte de Colombia es seco, incluso se presentan sequías que comprometen la agricultura (Loaiza et al., 2020), mientras que La Niña es lluvioso (Bedoya-Soto et al., 2019) lo que está positivamente asociado al balance de la masa glaciar. Lo opuesto ocurre en Perú, pues en los meses de El Niño se presentan lluvias, mientras que en La Niña el tiempo es seco.

Nuestros datos sugieren que con base en el estadístico r se ha presentado un aceleramiento en el deshielo, en el cual ENOS ha contribuido. Esto se ha observado en otros glaciares andinos como en Perú, donde se aceleró el deshielo glaciar en comparación con los tres lustros anteriores (Burns y Nolin, 2014).

Se ha documentado que los glaciares tropicales internos andinos son muy sensibles a los cambios de temperatura (Favier et al., 2004) Bolivia, outer tropics. Los datos de temperatura de la estación del IDEAM muestran una clara tendencia positiva. El caso de la precipitación, a pesar de una fuerte tendencia negativa, es menos claro por los elevados residuales, lo que indica un bajo coeficiente de correlación.

Como se ha observado a otras longitudes, por ejemplo, está el caso de Providencia (Ruiz y Molano, 2017), a simple vista se puede observar que la varianza, tanto de la precipitación como de la temperatura, ha aumentado. Esto se encuentra en sintonía con el cambio climático. Las áreas de los glaciares en la gran mayoría de los estudios tienen una reducción permanente, nuestro estudio indica que en algunas ocasiones el área aumentó, tan solo observamos un escenario similar en el estudio de Rekowsky (2016).

Literatura citada

- Albert, T., Klein, A., Kincaid, J., Huggel, C., Racoviteanu, A., Arnaud, Y., Silverio, W. y Ceballos, J. (2014). Remote Sensing of Rapidly Diminishing Tropical Glaciers in the Northern Andes. En J. S. Kargel, G. J. Leonard, M. P. Bishop, A. Kääb y B. H. Raup (Eds.), *Global Land Ice Measurements from Space* (pp. 603–609). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-540-79818-7_26
- ASTER (2017). *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*. <https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp>
- Barcaza, G., Nussbaumer, S. U., Tapia, G., Valdés, J., García, J. L., Videla, Y., Albornoz, A., y Arias, V. (2017). Glacier Inventory and Recent Glacier Variations in the Andes of Chile, South America. *Annals of Glaciology*, 58(75), 166–180. <https://doi.org/10.1017/aog.2017.28>
- Bedoya-Soto, J. M., Poveda, G., Trenberth, K. E., y Vélez-Upegui, J. J. (2019). Interannual Hydroclimatic Variability and the 2009–2011 Extreme ENSO Phases in Colombia: from Andean Glaciers to Caribbean Lowlands. *Theoretical and Applied Climatology*, 135(3–4), 1531–1544. <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2452-2>
- Burns, P., y Nolin, A. (2014). Using Atmospherically-corrected Landsat Imagery to Measure Glacier Area Change in the Cordillera Blanca, Peru from 1987 to 2010. *Remote Sensing of Environment*, (140), 165–178. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.08.026>
- Ceballos, J. L., Euscátegui, C., Ramírez, J., Cañón, M., Huggel, C., Haeberli, W., y Machguth, H. (2006). Fast shrinkage of tropical glaciers in Colombia, *Annals of Glaciology*, (43), 194–201. <https://doi.org/10.3189/172756406781812429>
- Dussaillant, I., Berthier, E., Brun, F., Masiokas, M., Hugonnet, R., Favier, A., Rabatel, A., Pitte, P., y Ruiz, L. (2019). Two decades

- of glacier mass loss along the Andes. *Nature Geoscience*, 12, 802–808. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0432-5>
- Favier, V., Wagnon, P., y Ribstein, P. (2004). Glaciers of the outer and inner tropics: A different behaviour but a common response to climatic forcing. *Geophysical Research Letters*, 31(16), 1-5. <https://doi.org/10.1029/2004GL020654>
- Flórez, A. (1992). Los nevados de Colombia: Glaciales y glaciaciones. *Análisis Geográficos*, 22. Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
- Geospatial. (2020). <https://geospatial.trimble.com/>
- Guillen, J., Santiago, J., y Soria, M. (2004). *Estudio multitemporal del retroceso glaciar a través de imágenes de sensores remotos y SIG en la Sierra Nevada del Cocuy, Cordillera Oriental de Colombia para el periodo 1960-2003*. [Trabajo de grado, Universidad Distrital Francisco José de Caldas- IGAC].
- Herrera, G., y Ruiz, J. (2008). Retroceso glaciar en la Sierra Nevada del Cocuy, Boyacá - Colombia, 1986-2007. *Perspectiva Geográfica* (13), 27–36. <https://doi.org/10.19053/01233769.1710>
- Loaiza, W., Carvajal-Escobar, Y., de Souza, R. V. A., Kayano, M. T., y López, N. G. (2020). Spatio-temporal Analysis of the Droughts in Cali, Colombia and their Primary Relationships with the El Nino-Southern Oscillation (ENSO) between 1971 and 2011. *Atmósfera*, 33(1), 51–69. <https://doi.org/10.20937/ATM.52639>
- Morris, J. N., Poole, A. J., y Klein, A. G. (2006). Retreat of Tropical Glaciers in Colombia and Venezuela from 1984 to 2004 as Measured from ASTER and Landsat Images. *Proceedings of the 63rd Eastern Snow Conference*. pp. 180-191.
- Peña, J. C. (2015). *Análisis multitemporal del retroceso glaciar de la Sierra Nevada del Cocuy ubicada en los departamentos de Boyacá y Arauca entre los años 1992, 2003 y 2014*. [Trabajo de grado de Especialización,

- Universidad Militar Nueva Granada]. <http://hdl.handle.net/10654/13551>
- Poveda, G., y Pineda, K. (2009). Reassessment of Colombia's Tropical Glaciers Retreat Rates: Are they Bound to Disappear During the 2010-2020 decade? *Advances in Geosciences*, 22, 107–116. <https://doi.org/10.5194/adgeo-22-107-2009>
- Puyravaud, J. P. (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177(1–3), 593–596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- Rekowsky, I. C. (2016). *Variações de área das geleiras da Colômbia e da Venezuela entre 1985 e 2015, com dados de sensoriamento remoto*. [Trabajo de grado de Maestría, Universidade Federal do Rio Grande do Sul]. <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/149546/001006605.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Richter, R., y Schlöpfer, D. (2019). *Atmospheric / Topographic Correction for Satellite Imagery*. DLR Report DLR-IB 565-01/2019. p 14.
- Ruiz, J., y Molano, N. (2017). Dinámica de la precipitación, la temperatura y la Razón de Aridez (1973-2011) en un escenario de cambio global en la isla de la vieja Providencia, Colombia: ¿Qué está cambiando? *Cuadernos de Geografía*, 26(1), 25-35. <https://doi.org/10.15446/rcdg.v26n1.56019>
- Sánchez-Cuervo, A. M., Aide, T. M., Clark, M. L., y Etter, A. (2012). Land Cover Change in Colombia: Surprising Forest Recovery Trends between 2001 and 2010. *PLOS ONE*, 7(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043943>
- Social Science Statistics. (2017). <https://www.socscistatistics.com/tests/kolmogorov/default.aspx>
- The American Association of Variable Star Observers. (2021). <https://www.aavso.org/cgi-bin/cal2jd.pl>

- Veettil, B. K., y Kamp, U. (2017). Remote sensing of glaciers in the tropical andes: A review. *International Journal of Remote Sensing*, 38(23), 7101–7137. <https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1371868>
- Xiao, X., Shen, Z., y Qin, X. (2001). Assessing the Potential of Vegetation Sensor Data for Mapping Snow and Ice Cover: A Normalized Difference Snow and Ice Index. *International Journal of Remote Sensing*, 22(13), 2479–2487. <https://doi.org/10.1080/01431160119766>



Conclusiones generales

Con estos cuatro capítulos se hace un aporte, desde la óptica de la geografía ambiental, al entendimiento de la problemática ambiental en el departamento de Boyacá. Como se vio en los capítulos 1 y 2, durante los primeros 15 años del siglo XXI, la cobertura boscosa en el departamento aumentó. Esta tendencia fue más notoria en los primeros diez años en comparación con el tercer lustro o quinquenio. Es de prever que con la firma del Acuerdo de Paz en diciembre de 2016, se haya presentado un retroceso de la anterior tendencia por la ausencia de la guerrilla en algunas zonas y la entrada de otros actores a estos territorios sin la suficiente presencia del estado, necesaria para controlar los procesos de deforestación, en particular en las áreas protegidas nacionales, regionales y locales del departamento de Boyacá. En efecto, así lo constataron Gazenmuller et al. (2022). No obstante, para los últimos años, lo más probable es que la ralentización de la economía derivada de la pandemia del COVID 19 haya traído un crecimiento de los bosques en el departamento. Son muchos los avistamientos de fauna reportados a nivel global durante la pandemia, siendo previsible una mayor dispersión de semillas de flora leñosa gracias a esto. Es lamentable que el departamento de Boyacá no reciba compensación alguna por el secuestro de carbono que se ha favorecido con el aumento de la cobertura boscosa en su jurisdicción.

Ejercicios como los presentados en estos dos primeros capítulos, sustentan científicamente procesos de sucesión natural que ameritan compensación en el concierto global. El primer capítulo aporta aproximaciones estadísticas globales (a nivel departamental) y locales (a nivel municipal) para un mejor entendimiento de las variables predictivas de la deforestación y sucesión natural. Locales porque el lugar importa y globales para contar con una visión más general. A su vez, el segundo capítulo ilustra la enorme variabilidad en las aproximaciones estadísticas y sus resultados sobre deforestación y sucesión boscosa para una misma ventana de observación, tanto a nivel nacional como a nivel del departamento de Boyacá. Lo anterior, permite considerar que el tema de la dinámica boscosa en el país es un tema que se trata muy ligeramente como se pudo evidenciar en el segundo capítulo. Pareciera como si reportar la deforestación en Boyacá fuese lo correcto, cuando la evidencia científica sugiere lo contrario. Se concluye que, a pesar del incremento neto de la cobertura boscosa esta tendencia no fue tan marcado en el tercer lustro o quinquenio en comparación con los dos primeros del siglo XXI. Los sensores ópticos por su naturaleza conllevan el ruido derivado de la cobertura nubosa. Este tema no es despreciable y compromete las conclusiones sobre la dinámica boscosa. Consideramos que nuestra metodología contribuye a un escenario más cercano a la realidad. Las métricas de ecología del paisaje contribuyen a un mejor entendimiento de los relictos de bosque y en el caso del departamento sugieren una mejor salud de estos. Para un futuro estudio se podría actualizar la dinámica boscosa, adicionalmente se podría hacer la aproximación de Ecología del Paisaje a nivel de las Ecorregiones presentes en el departamento de Boyacá. Como se mencionó anteriormente, los bosques son un indicador clave, toda vez que actúan como sombrilla en el concierto de la biodiversidad, así como de los servicios ambientales que ofrecen. Es por esto que estudiar su dinámica es tan importante en el teatro de la vida. El tercer capítulo cuestiona muy seriamente las áreas de conservación en el departamento. No están cumpliendo con su papel a nivel regional y municipal e incluso privado. Sería útil calcular el WCRI con base en las áreas pro-

tegidas que se encontraban en 1999 para poder hacer el comparativo 1999-2015 (en el capítulo 3 tan solo se reportó este último).

El último capítulo es apocalíptico, ya que se refiere al glaciario más importante del país. En una generación y media desaparecerá para siempre si prevalece la actual tendencia. Subrayamos que, como en el capítulo 2, hay incertidumbre en los estudios y hacemos un llamado sobre este particular, aportando nuestro grano de arena para la transparencia.

Este libro pretende ayudar a la conservación de los ecosistemas del departamento de Boyacá. Esperamos que políticos, funcionarios públicos y estudiantes a todo nivel comprendan mejor la situación ambiental de Boyacá. La economía depende del medio ambiente.

Literatura citada

Ganzenmüller, R., Sylvester, J. M., Castro-Nunez, A. (2022). What Peace Means for Deforestation: An Analysis of Local Deforestation Dynamics in Times of Conflict and Peace in Colombia. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.803368>



Agradecimientos

Mi total agradecimiento al Consejo Superior de la UPTC que no solo avaló mi año sabático y estancia posdoctoral en el Departamento de Geografía de la University of California, Santa Barbara (UCSB); también, me honró con una licencia Académico-Administrativa de tres meses que me permitieron hacer el puente entre estos dos proyectos académicos. Agradezco la hospitalidad que me brindó el profesor David López-Carr, tanto en el Departamento de Geografía de la UCSB, como en su casa. Del mismo departamento y universidad, gracias a Vena Chu por la ayuda con sugerencias sobre el procedimiento de teledetección del segundo capítulo. Los datos del primer capítulo de CUCT para la serie 2001-2010 para todos los municipios colombianos fueron suministrados por el profesor Mitch Aide de la Universidad de Puerto Rico en Río Piedras, del programa *Coupled Natural and Human Systems* de la *U.S. National Science Foundation*, así como a Ana María Sánchez-Cuervo por haberme aclarado dudas sobre esta base de datos. De igual forma a Diego Pedreros del *United States Geological Survey*, muchas gracias por haberme suministrado los datos de precipitación para Colombia de CHIRPS. A Kevin Mwenda de la Brown University, le agradezco haberme iluminado el camino de la estadística espacial. A la profesora Ángela Parrado de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas, le agradezco por haber revisado una revisión preliminar del primer capítulo. Finalmente, el capítulo cuarto fue posible gracias a

que los datos climatológicos de la estación meteorológica del IDEAM en El Cocuy fueron gentilmente proporcionados por los ingenieros Hugo Saavedra y José A. Pineda del IDEAM.



Referencias

- Aide, T. M., Clark, M. L., Grau, R., López-Carr, D., Levy, M. A., Redo, D., Bonilla- Moheno, M., Riner, G., Andrade-Núñez, M. J., y Muñiz, M. (2013). Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica*, 45(2), 262–271. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x>
- Albert, T., Klein, A., Kincaid, J., Huggel, C., Racoviteanu, A., Arnaud, Y., Silverio, W. y Ceballos, J. (2014). Remote Sensing of Rapidly Diminishing Tropical Glaciers in the Northern Andes. En J. S. Kargel, G. J. Leonard, M. P. Bishop, A. Kääb y B. H. Raup (Eds.), *Global Land Ice Measurements from Space* (pp. 603–609). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-540-79818-7_26
- Álvarez-Berrios, N., Redo, D. J., Aide, T. M., Matthew, L., Clark, M. L., Grau, R. (2013). Land Change in the Greater Antilles between 2001 and 2010. *Land*, (2), 81-107. <https://doi.org/10.3390/land2020081>
- An, L. y López-Carr, D. (2011). Understanding Human Decisions in Coupled Natural and Human Systems. *Ecological Modelling*, (229), 1–4. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.10.023>

-
- Armenteras, D., Cabrera, E., Rodríguez, N., y Retana, J. (2013). National and Regional Determinants of Tropical Deforestation in Colombia. *Regional Environmental Change*, (13), 1181-1193. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0433-7>
- Armenteras, D., y Retana, J. (2012). Dynamics, Patterns and Causes of Fires in Northwestern Amazonia. *PLOS ONE*, (7), e35288. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035288>
- Armenteras, D., Rodríguez, N., Retana, J. y Morales, M. (2011). Understanding Deforestation in Montane and Lowland Forests of the Colombian Andes. *Regional Environmental Change*, (11), 693-705. <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0200-y>
- ASTER (2017). *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*. <https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp>
- Barbosa A. P., Galindo G., Vergara L. K., y Cabrera E. (2017). *Hoja metodológica del indicador Tasa anual de deforestación, Versión 1,2*. Sistema de Indicadores Ambientales de Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM.
- Barcaza, G., Nussbaumer, S. U., Tapia, G., Valdés, J., García, J. L., Videla, Y., Albornoz, A., y Arias, V. (2017). Glacier Inventory and Recent Glacier Variations in the Andes of Chile, South America. *Annals of Glaciology*, 58(75), 166–180. <https://doi.org/10.1017/aog.2017.28>
- Bedoya-Soto, J. M., Poveda, G., Trenberth, K. E., y Vélez-Upegui, J. J. (2019). Interannual Hydroclimatic Variability and the 2009–2011 Extreme ENSO Phases in Colombia: from Andean Glaciers to Caribbean Lowlands. *Theoretical and Applied Climatology*, 135(3–4), 1531–1544. <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2452-2>
- Bernal, N. R., Cabrera, E., Morales, M., Rincón, A., Ortiz, N., Rodríguez, N. (2007). *Estado y presión sobre los ecosistemas en las corporaciones autónomas regionales y de desarrollo sostenible: una tipología*

- para los Andes colombianos*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Blackman, A., y Veit, P. (2018). Titled Amazon Indigenous Communities Cut Forest Carbon Emissions. *Ecological Economics*, (153), 56-67. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.06.016>
- Bocco, G., Urquijo, P. S., y Vieyra, A. (2011). Introducción ¿Para qué una geografía ambiental? En G. Bocco, P. S. Urquijo, y A. Vieyra (Coord.). *Geografía y Ambiente en América Latina*. Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental.
- Breiman, L. (2001). Random Forest. *Machine Learning*, (45), 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Brunsdon, C. F., Fotheringham, A. S., y Charlton, M. E. (1996). Geographically Weighted Regression: a Method for Exploring Spatial Nonstationarity. *Geographical Analysis*, 28(4), 282-298. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1996.tb00936.x>
- Burnham, K. P., y Anderson, D. R. (2013). *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer.
- Burns, P., y Nolin, A. (2014). Using Atmospherically-corrected Landsat Imagery to Measure Glacier Area Change in the Cordillera Blanca, Peru from 1987 to 2010. *Remote Sensing of Environment*, (140), 165–178. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.08.026>
- Cabrera E., Vargas D. M., Galindo G., García, M.C., Ordóñez, M. F. (2011). *Memoria técnica de la cuantificación de la deforestación histórica nacional – escalas gruesa y fina*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM.
- Castiblanco, C., Etter, A., Aide, T. M. (2013). Oil Palm Plantations in Colombia: a Model of Future Expansion. *Environmental Science Policy*, (27), 172-183. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.01.003>

-
- Castro-Núñez, A., Mertz, O., Buritica, A., Sosa, C. C., y Lee S. T. (2017). Land Related Grievances Shape Tropical Forest-Cover in Areas Affected by Armed-Conflict. *Applied Geography*, (85), 39-50. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.05.007>
- Ceballos, J. L., Euscátegui, C., Ramírez, J., Cañón, M., Huggel, C., Haeberli, W., y Machguth, H. (2006). Fast shrinkage of tropical glaciers in Colombia, *Annals of Glaciology*, (43), 194-201. <https://doi.org/10.3189/172756406781812429>
- Chadid, M., Dávalos, L. M., Molina, J., y Armenteras, D. (2015). A Bayesian Spatial Model Highlights Distinct Dynamics in Deforestation from Coca and Pastures in an Andean Biodiversity Hotspot. *Forests*, (6), 3828-3846. <https://doi.org/10.3390/f6113828>
- Chazdon, R. L., Broadbent, E. N., Rozendaal, D. M., Bongers, F., Zambrano, A. M., Aide, T. M., Balvanera, P., Becknell, J. M., Boukili, V., Brancalion, P. H., Craven, D., Almeida-Cortez, J. S., Cabral, G. A., de Jong, B., Denslow, J. S., Dent, D. H., DeWalt, S. J., Dupuy, J. M., Durán, S. M., Espírito-Santo, M., ... Poorter, L. (2016). Carbon Sequestration Potential of Second-growth Forest Regeneration in the Latin American Tropics. *Science Advances*, 2(5). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501639>
- Clark, M. L., Aide, T. M., Grau, H. R., y Riner, G. (2010). A Scalable Approach to Mapping Annual Land-cover at 250-m Using MODIS Time Series Data: A Case Study in the Dry Chaco Ecoregion of South America. *Remote Sensing of Environment*, (114), 2816–2832. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.07.001>
- Clark, M. L., Aide, T. M., y Riner, G. (2012). Land Change for all Municipalities in Latin America and the Caribbean Assessed from 250-m MODIS Imagery (2001–2010). *Remote Sensing of Environment*, (126), 84-103. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.08.013>

- Clark, M. L., y Aide, T. M. (2011). An Analysis of Decadal Land Change in Latin America and the Caribbean Mapped from 250–m MODIS Data. [Conferencia]. *34th International Symposium on Remote Sensing of Environment*. Sydney, Australia.
- Clark, M., Ruiz, J., Fandino, M. C., y López-Carr, D. (2021). Conservation Priorities in Terrestrial Protected Areas for Latin America and the Caribbean Based on an Ecoregional Analysis of Woody Vegetation Change, 2001-2010. *Land*, (10), 1067, 1-21. <https://doi.org/10.3390/land10101067>
- Cunningham, D., y Cunningham, P., Fagan, M. (2020). Evaluating Forest Cover and Fragmentation in Costa Rica with a Corrected Global Tree Cover Map. *Remote Sensing*, 12(19), 1-33. <https://doi.org/10.3390/rs12193226>
- Departamento Administrativo Nacional de Estadística (2015). *Estimaciones y Proyecciones de Población*. <http://www.dane.gov.co/index.php/poblacion-y-demografia/proyecciones-de-poblacion>
- Dussaillant, I., Berthier, E., Brun, F., Masiokas, M., Hugonnet, R., Favier, A., Rabatel, A., Pitte, P., y Ruiz, L. (2019). Two decades of glacier mass loss along the Andes. *Nature Geoscience*, 12, 802–808. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0432-5>
- Duque, J. C., Velásquez, H., y Agudelo, J. (2011). Infraestructura pública y precios de vivienda: una aplicación de regresión geográficamente ponderada en el contexto de precios hedónicos. *Ecos de Economía*, 15(33), 95-122. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=329027268005>
- Ellis, E., Baerenklau, K., Marcos-Martínez, R., y Chávez, E. (2010). Land Use/Land Cover Change Dynamics and Drivers in a Low-grade Marginal Coffee Growing Region of Veracruz, Mexico. *Agroforestry Systems*, (80), 61–84. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9339-2>

-
- Etter, A., McAlpine, C., Phinn, S., Pullar, D., y Possingham, H. (2006a). Characterizing a Tropical Deforestation Wave: a Dynamic Spatial Analysis of a Deforestation Hotspot in the Colombian Amazon. *Global Change Biology*, 12(8), 1409–1420. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01168.x>
- Etter, A., McAlpine, C., Phinn, S., Pullar, D., y Possingham, H. (2006b). Unplanned Land Clearing of Colombian Rainforests: Spreading like Disease? *Landscape and Urban Planning*, 77(3), 240–254. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.03.002>
- Etter, A., McAlpine, C., Pullar, D., y Possingham, H. (2006c). Modelling the Conversion of Colombian Lowland Ecosystems since 1940: Drivers, Patterns and Rates. *Journal of Environmental Management*, 79(1), 74–87. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.05.017>
- Etter, A., McAlpine, C., y Possingham, H. (2008). Historical Patterns and Drivers of Landscape Change in Colombia since 1500: A Regionalized Spatial Approach. *Annals of the Association of American Geographers*, 98(1), 2–23. <https://doi.org/10.1080/00045600701733911>
- Etter, A., y van Wyngaarden, W. (2000). Patterns of Landscape Transformation in Colombia, with Emphasis in the Andean Region. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29(7), 432–439. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-29.7.432>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations –FAO–. (2020). *Global Forest Resources Assessment 2020*. FAO. <https://doi.org/10.4060/ca9825en>
- Favier, V., Wagnon, P., y Ribstein, P. (2004). Glaciers of the outer and inner tropics: A different behaviour but a common response to climatic forcing. *Geophysical Research Letters*, 31(16), 1–5. <https://doi.org/10.1029/2004GL020654>

- Flórez, A. (1992). Los nevados de Colombia: Glaciales y glaciaciones. *Análisis Geográficos*, 22. Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
- Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. y Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309 (5734), 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Fotheringham, A., Brunsdon C., y Charlton, M. (2002). *Geographically Weighted Regression*. Wiley.
- Gagliasso, D., Hummel, S., y Temesgen, H. (2014). A Comparison of Selected Parametric and Non-Parametric Imputation Methods for Estimating Forest Biomass and Basal Area. *Open Journal of Forestry*, 4(1), 42-48. <https://doi.org/10.4236/ojf.2014.41008>
- Galindo G., Espejo O. J., Ramírez J. P., Forero C., Valbuena C. A., Rubiano J. C., Lozano R. H., Vargas K. M., Palacios A., Palacios S., Franco C. A., Granados E. I., Vergara L. K., y Cabrera E. (2014). *Memoria técnica de la Cuantificación de la superficie de bosque natural y deforestación a nivel nacional. Actualización Periodo 2012 – 2013*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM.
- Ganzenmüller, R., Sylvester, J. M., y Castro-Nunez, A. (2022). What Peace Means for Deforestation: An Analysis of Local Deforestation Dynamics in Times of Conflict and Peace in Colombia. *Frontiers in Environmental Science*. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.803368>
- Geldman, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I. D., y Burgess, N. D. (2013). Effectiveness of Terrestrial Protected Areas in Reducing Habitat Loss and Population Declines. *Biological Conservation*, 161, 230-238. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.02.018>

Geospatial. (2020). <https://geospatial.trimble.com/>

Gómez-Ruiz, P. A., Lindig-Cisnerosa, R., y Vargas-Ríos, O. (2013). Facilitation among Plants: A Strategy for the Ecological Restoration of the High-Andean Forest (Bogotá, D.C.—Colombia). *Ecological Engineering*, 57, 267–275. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.049>

Graesser, J., Aide, M., Grau, R., y Ramankutty, N. (2015). Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*, 10(3). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/3/034017>

Griffith, D. A. (1987). *Spatial Autocorrelation: A primer*. Assn of Amer Geographers.

Grubestic, T. H., Wei, R., y Murray, A. T. (2014). Spatial Clustering Overview and Comparison: Accuracy, Sensitivity, and Computational Expense. *Annals of the Association of American Geographers*, 104(6), 1134-1155. <https://doi.org/10.1080/00045608.2014.958389>

Guillen, J., Santiago, J., y Soria, M. (2004). *Estudio multitemporal del retroceso glaciar a través de imágenes de sensores remotos y SIG en la Sierra Nevada del Cocuy, Cordillera Oriental de Colombia para el periodo 1960-2003*. [Trabajo de grado, Universidad Distrital Francisco José de Caldas- IGAC].

Herrera, G., y Ruiz, J. (2008). Retroceso glaciar en la Sierra Nevada del Cocuy, Boyacá - Colombia, 1986-2007. *Perspectiva Geográfica* (13), 27–36. <https://doi.org/10.19053/01233769.1710>

Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., Roberts, C. (2004). Confronting a Biome Crisis: Global Disparities of Habitat Loss and Protection. *Ecology Letters*, (8), 23–29, <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x>

- Hoffmann C., Garcia, J. R., y Kruger, T. (2018). A local perspective on drivers and measures to slow deforestation in the Andean-Amazonian foothills of Colombia. *Land Use Policy*, 77, 377-391. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.043>
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P. Gao X., y Ferreira, L. G. (2002). Overview of the Radiometric and Biophysical Performance of the MODIS Vegetation Indices. *Remote Sensing of Environment*, 83(1-2), 195–213. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2)
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (2017). *Tasa anual de deforestación según departamento*. IDEAM. <http://www.ideam.gov.co/web/ecosistemas/ecosistemas-recursos-forestales>
- Jarque, C. M., y Bera, A. K. (1987). A Test for Normality of Observations and Regression Residuals. *International Statistical Review*, 55(2), 163-172. <https://doi.org/10.2307/1403192>
- Kaser, G. (1999). A Review of Modern Fluctuations of Tropical Glaciers. *Global and Planetary Change*, 22(1-4), 93–103. [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(99\)00028-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(99)00028-4)
- Labosier, C. F. (2019). The Integrative Nature of Geography: Bridging the Gap in the Environmental Science Curriculum. *International Journal of Applied Geospatial Research*, 10(2), 39-46. <https://doi.org/10.4018/IJAGR.2019040104>
- Liaw, A., y Wiener, M. (2002). Classification and regression by randomForest. *R News*, 2(3), 18–22.
- Lino, A., Fonseca, C., Rojas, D., Fischer, E., y Ramos, M. J. (2018). A Meta-analysis of the Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Genetic Diversity in Mammals. *Mammal Biology*, (94), 69-76. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.09.006>

-
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S. R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., Pell, A. N., Deadman, P., Kratz, T., Lubchenco, J., Ostrom, E., Ouyang, Z., Provencher, W., Redman, C. L., Schneider, S. H., y Taylor, W. W. (2007 A). Complexity of Coupled Human and Natural Systems. *Science*, 317(5844), 1513-1516. <https://doi.org/10.1126/science.1144004>
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S., Folke, C., Alberti, M., Redman, C., Schneider, S., Ostrom, E., Pell, A., Lubchenco, J., Taylor, W., Ouyang, Z., Deadman, P., Kratz, T., y Provencher, W. (2007 B). Coupled Human and Natural Systems. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36(8), 639-649. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36%5b639:CHANS%5d2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36%5b639:CHANS%5d2.0.CO;2)
- Loaiza, W., Carvajal-Escobar, Y., de Souza, R. V. A., Kayano, M. T., y López, N. G. (2020). Spatio-temporal Analysis of the Droughts in Cali, Colombia and their Primary Relationships with the El Niño-Southern Oscillation (ENSO) between 1971 and 2011. *Atmósfera*, 33(1), 51–69. <https://doi.org/10.20937/ATM.52639>
- McAlpine, C. A., Etter, A., Fearnside, P., Seabrook, L., y Laurance, W. (2009). Increasing World Consumption of Beef as a Driver of Regional and Global Change: A Call for Policy Action Based on Evidence from Queensland (Australia), Colombia, and Brazil. *Global Environmental Change*, 19(1), 21-33. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.008>
- McGarigal, K. (2015). *Fragstats Help*. Department of Environmental Conservation, University of Massachusetts. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf>
- Morris, J. N., Poole, A. J., y Klein, A. G. (2006). Retreat of Tropical Glaciers in Colombia and Venezuela from 1984 to 2004 as Measured from ASTER and Landsat Images. *Proceedings of the 63rd Eastern Snow Conference*. pp. 180-191.

- Muñoz-Gómez, F. A., Galicia-Sarmiento, L., y Pérez, H. (2018). Agricultura migratoria conductor del cambio de uso del suelo de ecosistemas alto-andinos de Colombia. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 16(1), 15-25. <https://revistas.unicauca.edu.co/index.php/biotecnologia/article/view/1131>
- Murad, C. A. y Pierce, J. (2018). Landsat Study of Deforestation in the Amazon Region of Colombia: Departments of Caquetá and Putumayo. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 11, 161–171. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.07.003>
- Naveh, Z. (2007). Landscape Ecology and Sustainability. *Landscape Ecology*, (22), 1437–1440. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9171-x>
- Nelson, N., y Durschinger, L. (2015). *Supporting Zero Deforestation Cattle in Colombia*. USAID Supported Forest Carbon, Markets, and Communities Program.
- Nussbaumer, S. U., Hoelzle, M., Hüsler, F., Huggel, C., Salzmann, N., y Zemp, M. (2017). Glacier Monitoring and Capacity Building: Important Ingredients for Sustainable Mountain Development. *Mountain Research and Development*, 37(1), 141–152. <https://doi.org/10.1659/mrd-journal-d-15-00038.1>
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D’Amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P. y Kassem, K. R. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: a New Map of Life on Earth. *Bioscience*, (51): 933–938. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051%5b0933:-TEOTWA%5d2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051%5b0933:-TEOTWA%5d2.0.CO;2)
- Orrego, S. A. (2011). *Economic Modeling of Tropical Deforestation in Antioquia (Colombia), 1980-2000: An Analysis at a Semi-Fine Scale with Spatially Explicit Data*. Proquest, UMI Dissertation Publishing.

-
- Overmars, K. P. y Verburg, P. H. (2006). Multilevel Modeling of Land Use from Field to Village Level in the Phillipines. *Agricultural Systems*, (89), 435–456. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2005.10.006>
- Palfey, R., Oldekop, J. A., Holmes, G. (2022). Privately protected areas increase global protected area coverage and connectivity. *Nature Ecology and Evolution* 6(1-8). <https://doi.org/10.1038/s41559-022-01715-0>
- PCI Geomatics. (2019). *ATCOR Calculate Atmospheric and Terrain Correction*. PCI Geomatics.
- Peña, J. C. (2015). *Análisis multitemporal del retroceso glaciar de la Sierra Nevada del Cocuy ubicada en los departamentos de Boyacá y Arauca entre los años 1992, 2003 y 2014*. [Trabajo de grado de Especialización, Universidad Militar Nueva Granada]. <http://hdl.handle.net/10654/13551>
- Pereira, H. M., Navarro, L. M., y Martins, I. S. (2012). Global Biodiversity Change: The Bag, the Good and the Unknown. *Annual Review of Environment and Resources*, 37, 25-50. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-042911-093511>
- Poorter, L., Bongers, F., Aide, T., Almeyda Zambrano, A., Balvanera, P., Becknell, J., Boukili, V., Brancalion, P., Broadbent, E., Chazdon, R., Craven, D., De Almeida-Cortez, J., Cabral, G., De Jong, B., Denslow, J., Dent, D., DeWalt, S., Dupuy, J., Durán, S., Espírito-Santo, M., ... Rozendaal, D. (2016). Biomass Resilience of Neotropical Secondary Forests. *Nature*, (530), 211-214. <https://doi.org/10.1038/nature16512>
- Portillo-Quintero, C. A., Sánchez, A. M., Valbuena, C. A., González, Y. Y., y Larreal, J. T. (2012). Forest Cover and Deforestation Patterns in the Northern Andes (Lake Maracaibo Basin): A Synoptic Assessment Using MODIS and Landsat Imagery. *Applied Geography*, 35(1-2), 152–163. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2012.06.015>

- Poveda, G., y Pineda, K. (2009). Reassessment of Colombia's Tropical Glaciers Retreat Rates: Are they Bound to Disappear During the 2010-2020 decade? *Advances in Geosciences*, 22, 107–116. <https://doi.org/10.5194/adgeo-22-107-2009>
- Preacher, K. J. (2001). Calculation for the Chi-square Test: An Interactive Calculation Tool for Chi-square Tests of Goodness of Fit and Independence [Computer software]. <http://quantpsy.org>
- Puyravaud, J.P. (2003). Standardizing the Calculation of the Annual Rate of Deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177(1-3), 593–596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- Quintero-Gallego, M. E., Quintero-Ángel, M., y Vila-Ortega, J. J. (2018). Exploring Land Use/Land cover Change and Drivers in Andean Mountains in Colombia: A case in rural Quindío. *Science of the Total Environment*, 634, 1288–1299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.359>
- R. (2011). A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org>
- Rabatel, A., Ceballos, J., Micheletti, N., Jordan, E., Braitmeier, M., González, J., Mölg, N., Ménégoz, M., Huggel, C., y Zemp, M. (2017). Toward an Imminent Extinction of Colombian Glaciers? *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 100(1), 75-95. <https://doi.org/10.1080/04353676.2017.1383015>
- Rabatel, A., Francou, B., Soruco, A., Gómez, J., Cáceres, B., Ceballos, J. L., Basantes, R., Vuille, M., Sicart, J.-E., Huggel, C., Scheel, M., Lejeune, Y., Arnaud, Y., Collet, M., Condom, T., Consoli, G., Favier, V., Jomelli, V., Galarraga, T., ... Wagnon, P. (2013). Current State of Glaciers in the Tropical Andes: a Multi-century Perspective on Glacier Evolution and Climate Change. *The Cryosphere*, 7(1), 81–102. <https://doi.org/10.5194/tc-7-81-2013>

-
- Ramírez, C. D., y Orrego, S.A. (2011). Economic Models with Especially Explicit Information of Deforestation in Urabá, Colombia, 1980-2000. *Semestre Económico*, 14(29), 31-51. <http://dx.doi.org/10.22395/seec.v14n29a2>
- Rekowsky, I. C. (2016). *Variações de área das geleiras da Colômbia e da Venezuela entre 1985 e 2015, com dados de sensoriamento remoto*. [Trabajo de grado de Maestría, Universidade Federal do Rio Grande do Sul]. <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/149546/001006605.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Richter, R., y Schlöpfer, D. (2019). *Atmospheric / Topographic Correction for Satellite Imagery*. DLR Report DLR-IB 565-01/2019. p 14.
- Rincón-Ruiz, A., y Kallis, G. (2013). Caught in the Middle, Colombia's War on Drugs and its Effects on Forest and People. *Geoforum*, 46, 60-78. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2012.12.009>
- Rodríguez, E. (2007). Las disparidades interprovinciales en Boyacá. *Revista Apuntes del CENES*, 27(43), 205-256. <http://dx.doi.org/10.19053/issn.0120-305>
- Rodríguez, N. (2011). *Deforestation and Cover Change of Forest Floor in Colombia: Spatial Dynamic, Factors of Change and Modeling*. [Doctoral thesis in Terrestrial Ecology, Universidad Autónoma de Barcelona]. <http://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/84004/nre1de1.pdf?sequence=1>
- Rodríguez, N., Armenteras, D., y Retana, J. (2013). Effectiveness of Protected Areas in the Colombian Andes: Deforestation, Fire and Land-Use Changes. *Regional Environmental Change*, 13, 423-435. <https://doi.org/10.1007/s10113-012-0356-8>
- Rodríguez, N., Armenteras, D., y Retana, J. (2012). Land Use and Land Cover Change in the Colombian Andes: Dynamics and Future Scenarios. *Journal of Land Use Science*, 8(2), 154-174. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2011.650228>

- Romero-Ortiz, C., García, F., y Villareal, D. (2019). Checklist of the False Scorpions (Arachnida: Pseudoscorpiones) of Colombia, with new Records and a Key to the Identification of the Families. *Zootaxa*, 4711(1), 107-139. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4711.1.4>
- Romero-Ruiz, M. H., Flantua, S. G. A., Tansey, K., y Berrío, J. C. (2012). Landscape Transformations in Savannas of Northern South America: Land Use/Cover Changes since 1987 in the Llanos Orientales of Colombia. *Applied Geography*, 32, (2), 766–776. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.08.010>
- Rosenshein, L., y Scott, L. (26 de julio de 2012). *Spatial Statistics Best Practices*. ESRI International User Conference. [Video]. YouTube. <https://www.youtube.com/watch?v=ypCM8P-pxLQ>
- Ruiz, J., Cárdenas, W., y Baquero, C. (2011). Deforestación y dinámica del bosque secundario en la Amazonía colombiana 1986-2000. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias, Exactas, Físicas y Naturales XXXV*, 35(137), 531-545.
- Ruiz, J. (2013). La regresión geográficamente a ponderada o Geographically Weighted Regression (GWR) versus la regresión global: Estudio de caso con la educación superior en los condados del estado de Georgia, EUA, 1990. Memorias, XX Congreso Colombiano de Geografía. Universidad del Tolima.
- Ruiz, J., y Molano, N. (2017). Dinámica de la precipitación, la temperatura y la Razón de Aridez (1973-2011) en un escenario de cambio global en la isla de la vieja Providencia, Colombia: ¿Qué está cambiando? *Cuadernos de Geografía*, 26(1), 25-35. <https://doi.org/10.15446/rcdgv26n1.56019>
- Sánchez-Cuervo, A. M., Aide, T. M., Clark, M. L., y Etter, A. (2012). Land Cover Change in Colombia: Surprising Forest Recovery Trends between 2001 and 2010. *PLOS ONE*, 7(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043943>

-
- Sánchez-Cuervo, A. M., y Aide, T. M. (2013). Consequences of the Armed Conflict, Forced Human Displacement, and Land Abandonment on Forest Cover Change in Colombia: a Multi-scaled Analysis. *Ecosystems*, (16), 1052-1070. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9667-y>
- Sarmiento-Pinzón, C.E., Ramírez-Aguilera, D.P., Pinzón-Flórez L.F., Zapata-Jiménez, J.A., Medina-Triana, J.A., Cadena-Vargas, C.E., y Sarmiento-Giraldo, M.V. (2012). *Actualización del Atlas de Páramos de Colombia, escala 1:100,000*. IAvH. www.humboldt.gov.co
- Saura, S., Bastin, L., Battistella, L., Mandrici, A., Dubois, G. (2017). Protected Areas in the World's Ecoregions: How Well Connected are they? *Ecological Indicators*, (76), 144–158. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.047>
- Segal, M. R. (2004). *Machine Learning Benchmarks and Random Forest Regression*. Center for Bioinformatics and Molecular Biostatistics.
- Skidmore, A., Pettorelli, N. C. Coops, G. N. Geller, M. Hansen, R. Lucas, Múcher, C. A., O'Connor, B., Paganini, M., Pereira, H. M., Schaepman, M. E., Turner, W., Wang, T., y Wegmann, M. (2015). Agree on biodiversity metrics to track from space. *Nature*, (523), 403–405. <https://doi.org/10.1038/523403a>
- Slander, J. P. (2014). *R for everyone. Advanced analytics and graphics*. Addison-Wesley.
- Social Science Statistics. (2017). <https://www.socscistatistics.com/tests/kolmogorov/default.aspx>
- Spatial Statistics. (2015). <http://www.journals.elsevier.com/spatial-statistics/>
- Splinter, D. K., y Dauwalter, D. C. (2016). Frequency of Large in-Channel Wood in Eastern Oklahoma Ecoregions and its Association

- with Channel Morphology. *Geomorphology*, (269), 175–185. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.06.038>
- Strobl, C., Boulesteix, A.L., Zeileis, A., y Hothorn T. (2007). Bias in Random Forest Variable Importance Measures: Illustrations, Sources and a Solution. *BMC Bioinformatics*, 8(25). <https://doi.org/10.1186/1471-2105-8-25>
- Svetnik, V., Liaw, A., Tong, C., Culberson, C., Sheridan, R., y Feuston, B. (2003). Random Forest: A Classification and Regression Tool for Compound Classification and QSAR Modeling. *Journal of Chemical Information and Computer Science*, 43(6), 1947–1958. <https://doi.org/10.1021/ci034160g>
- The American Association of Variable Star Observers. (2021). <https://www.aavso.org/cgi-bin/cal2jd.pl>
- Thompson, L., Mosley-Thompson, E., Davis, M., y Brecher, H. (2011). Tropical Glaciers, Recorders and Indicators of Climate Change, are Disappearing Globally. *Annals of Glaciology*, 52(59), 23–34. <https://doi.org/10.3189/172756411799096231>
- Tobler W. (1970). A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. *Economic Geography*, 46(Supplement), 234–240. <https://doi.org/10.2307/143141>
- Valencia, J., Lassaletta, L., J. Velázquez, E., Nicolau, J. M., y Gómez-Sal, A. (2012). Factors Controlling Compositional Changes in a Northern Andean Paramo (La Rusia, Colombia). *Biotropica*, 45(1), 1–9. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00895.x>
- Van der Hammen, T., Pabón, J. D., Gutiérrez, H., y Alarcón, J. C. (2014). El cambio global y los ecosistemas de alta montaña en Colombia. En C. Castaño (Ed.). *Páramos y ecosistemas altoandinos en condición Hotspot & Global Climatic Tensor*. Capítulo 3, pp. 163–209. Ministerio del Medio Ambiente - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.

-
- Veettil, B. K., y Kamp, U. (2017). Remote sensing of glaciers in the tropical andes: A review. *International Journal of Remote Sensing*, 38(23), 7101–7137. <https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1371868>
- Vuille, M., Carey, M., Huggel, C., Buytaert, W., Rabatel, A., Jacobsen, D., Soruco, A., Villacis, M., Yarleque, C., Elison Timm, O., Condom, T., Salzmann, N., y Sicart, J. E. (2018). Rapid Decline of Snow and Ice in the Tropical Andes – Impacts, Uncertainties and Challenges Ahead. *Earth-Science Reviews*, (176), 195–213. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.09.019>
- Vuille, M., Franquist, E., Garreaud, R., Lavado Casimiro, W. S., y Cáceres, B. (2015). Impact of the Global Warming Hiatus on Andean Temperature. *Journal of Geophysical Research*, 120(9), 3745–3757. <https://doi.org/10.1002/2015JD023126>
- Wan, J., Wang, C., y Fei-Hai, Y. (2018). Human Footprint and Climate Disappearance in Vulnerable Ecoregions of Protected Areas. *Global and Planetary Change*, (170), 260–268. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2018.09.002>
- World Wildlife Fund (2015). Ecoregions. <http://www.worldwildlife.org/ecoregions/>
- Xiao, X., Shen, Z., y Qin, X. (2001). Assessing the Potential of Vegetation Sensor Data for Mapping Snow and Ice Cover: A Normalized Difference Snow and Ice Index. *International Journal of Remote Sensing*, 22(13), 2479–2487. <https://doi.org/10.1080/01431160119766>
- Young, K. R., Ponette-González, A. G., Polk, M. H., y Lipton, J. K. (2017). Snowlines and Treelines in the Tropical Andes. *Annals of the American Association of Geographers*, 107(2), 429–440. <https://doi.org/10.1080/24694452.2016.1235479>



Esta edición se imprimió en
el mes de junio de 2023, en
Búhos Editores Ltda.