

Composición y configuración del paisaje en municipios con bosques remanentes en la franja noroeste de Córdoba y Sucre, Colombia (1985-2020)

Composition and landscape configuration in municipalities with remaining forests in the northwest strip of Córdoba and Sucre, Colombia (1985-2020)

Arnold Jhon Argel-Fernandez

Magister en Geografía. Departamento de Geografía y Medio Ambiente. Universidad de Córdoba. Carrera 6 No. 77- 305, Montería, Córdoba, Colombia, ajargelfernandez@correo.unicordoba.edu.co

 <https://orcid.org/0000-0003-2935-6695>

Oscar Puerta Avilés

Magister en Geografía. Departamento de Geografía y Medio Ambiente. Universidad de Córdoba. Carrera 6 No. 77- 305, Montería, Córdoba, Colombia, opuerta@correo.unicordoba.edu.co

 <https://orcid.org/0000-0002-3550-0262>

Recibido: 3 de marzo 2023 | | Aprobado: 29 de mayo 2023

DOI: <https://doi.org/10.37838/unicen/est.33-151>

Resumen

Se evaluaron los cambios en la composición y configuración del paisaje mediante imágenes Landsat de los años 1985, 2006 y 2020, considerando la Leyenda Nacional *Corine Land Cover* para Colombia, estimando la composición, calculando las tasas de cambio y la diversidad del paisaje por año. La configuración del paisaje se analizó con diferentes índices de paisaje. Se encontró que el bosque ha aumentado y se ha recuperado en el periodo 1985-2020, pero también se ha fragmentado. Los mayores remanentes se encuentran en el departamento de Sucre con respecto a Córdoba. Además, se observaron variaciones en la distribución de las coberturas por año y presiones persistentes sobre la cobertura de bosque.

Palabras clave: Composición del paisaje; Configuración del paisaje; Caribe Colombiano; Bosque Seco Tropical

Abstract

Changes in landscape's composition and configuration were evaluated using Landsat images from 1985, 2006, and 2020 using The National CORINE Land Cover Legend for Colombia to estimate composition, calculate rates of change, and measure landscape diversity by year. Landscape configuration was analyzed using various Landscape indices. It was found that the forest has increased and recovered between 1985-2020 but has also become more fragmented. The largest remnants were found in the department of Sucre compared to Córdoba. In addition, Pressures on the forest coverage persist, and variations in the distribution of coverages are found each year.

Key words: Landscape composition; Landscape configuration; Colombian Caribbean; Tropical Dry Forest



Introducción

Uno de los mayores problemas ambientales a nivel global es la deforestación, la cual genera pérdida de la cobertura vegetal, así como cambios en el paisaje y usos del suelo de forma indiscriminada, ocasionando impactos sobre procesos ecosistémicos, el clima, la biodiversidad y las actividades humanas (Didenko *et al.*, 2017; López *et al.*, 2001; Xiao *et al.*, 2006). Debido a la gran afectación que han tenido los ecosistemas cercanos a áreas urbanas que impactan a gran parte de la población mundial (Stow y Chen, 2002), el monitoreo del cambio de coberturas y usos del suelo ha tomado especial relevancia en los últimos años, y ha sido considerado como uno de los temas centrales del *International Geosphere Biosphere Programme* (IGBP) así como del *International Human Dimensions Program on Global Environmental Change* (IHDP) (Kwa, 2005; Rispoli y Olšáková, 2020; Seitzinger *et al.*, 2015, Xiao *et al.*, 2006).

La región Caribe colombiana, históricamente ha presentado importantes cambios en el paisaje, con la disminución sustancial, progresiva y permanente de la cobertura vegetal alguna vez predominante, correspondiente al bioma del Bosque Seco Tropical (BST), con un remanente estimado de coberturas naturales de 367.761 ha, equivalente a menos del 4% de su extensión original (García *et al.*, 2014). En los departamentos de Córdoba y Sucre, al igual que en el resto de la región Caribe, esta pérdida de la cobertura del Bosque Seco Tropical se originó debido a las transformaciones en el paisaje y los usos del suelo, que han resultado en la disminución de formaciones vegetales propias del Bosque Seco Tropical. Estos cambios fueron impulsados por diversos fenómenos sociales, económicos y culturales que fomentaron la expansión de actividades agrícolas y pecuarias extensivas en ambos departamentos, originando la pérdida de la mayor parte de la cobertura original del Bosque Seco Tropical (Parsons y Molano, 1992; Pizano y García, 2014).

Si bien los fenómenos de transformación se extienden a toda la región Caribe, los departamentos de Córdoba y Sucre poseen amplias similitudes históricas con respecto a la distribución y tipos de actividades que tradicionalmente han generado presiones sobre los ecosistemas. Estos departamentos se caracterizan por ser lugares donde la ganadería extensiva sobresale especialmente frente a otras actividades que presionan los ecosistemas naturales (Aguilera-Díaz, 2005; Aguilera-Díaz *et al.*, 2017). Los impactos asociados a la ganadería extensiva han repercutido sobre la transformación del paisaje del Bosque Seco Tropical en los departamentos de Córdoba y Sucre.

A pesar de la pérdida de la cobertura del Bosque Seco Tropical en la región Caribe, los departamentos de Atlántico, Bolívar, Cesar y Magdalena constituyen el 56% de los remanentes actuales de este bioma en Colombia. En los departamentos de Córdoba y Sucre la cobertura de Bosque Seco Tropical representa poco más del 4%, siendo esto reflejo de los procesos de transformación que consolidaron el paisaje actual en dichos departamentos. En el departamento de Córdoba las formaciones boscosas en zona de vida del Bosque Seco Tropical persisten como escasos relictos discontinuos en una matriz de pastos y cultivos de pancoger,¹ con pocos elementos boscosos en la zona costera, mientras que en el depar-

1 Son cultivos de consumo directo por parte de los productores, es decir que, generalmente, no están destinados a su comercialización. Se utilizan para satisfacer las necesidades alimenticias básicas en las zonas rurales de Colombia. Para la región Caribe son cultivos de pancoger: el plátano, la yuca, el ñame, el arroz, el maíz, la ahuyama, entre otros.

tamento de Sucre aún se mantienen formaciones boscosas maduras y continuas en la zona costera y especialmente en los Montes de María.

Aunque la pérdida progresiva de la cobertura de Bosque Seco Tropical en el Caribe colombiano es un proceso histórico que inició antes de la consolidación de los departamentos como figura administrativa y la constitución de Colombia como nación (Parsons y Molano, 1992), la introducción de la ganadería por la colonización española intensificó la transformación de la cobertura vegetal. Además, la adopción de un modelo económico de presión permanente sobre el ecosistema ha contribuido al estado actual del Bosque Seco Tropical, el cual está directamente relacionado con actividades humanas (Díaz, 2006).

Esta situación se puede apreciar en los departamentos de Córdoba y Sucre donde, dinámicas similares de transformación originadas por actividades agropecuarias, desencadenaron la pérdida de gran parte de la cobertura vegetal original en la zona de vida del Bosque Seco Tropical de estos departamentos. Actualmente, persisten unos pocos remanentes discontinuos al norte de Córdoba y algunas extensiones más conspicuas al centro de Sucre (Pizano y García, 2014). Aunque esto es consistente con las presiones a las que aún se ve enfrentada la cobertura vegetal, los patrones asociados a la transformación del Bosque Seco Tropical en estos departamentos no han sido evaluados a escala de paisaje (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa, 2010; Pizano y García, 2014).

Las similitudes en los procesos de transformación del paisaje y los usos del suelo asociado a la zona de vida del Bosque Seco Tropical en los departamentos de Córdoba y Sucre permiten analizar su evolución en estos departamentos como una aproximación a los fenómenos de transformación espacial que han tenido lugar históricamente en la región Caribe. Las características individuales de cada uno permiten hacer análisis a escala de paisaje, considerando factores de transformación similares, que a su vez brindan una mejor comprensión de los cambios en los usos del suelo.

Entender las dinámicas asociadas a la transformación de los usos del suelo es fundamental para una adecuada gestión ambiental y planificación territorial, especialmente frente a escenarios de cambio climático y ampliación de la frontera agropecuaria en países en vías de desarrollo como Colombia. La investigación buscó analizar los cambios sobre la composición y configuración del paisaje en municipios con remanentes de BST en la franja noroeste de los departamentos de Córdoba y Sucre, Colombia en el periodo 1985-2020 y su impacto en la pérdida o recuperación de bosque.

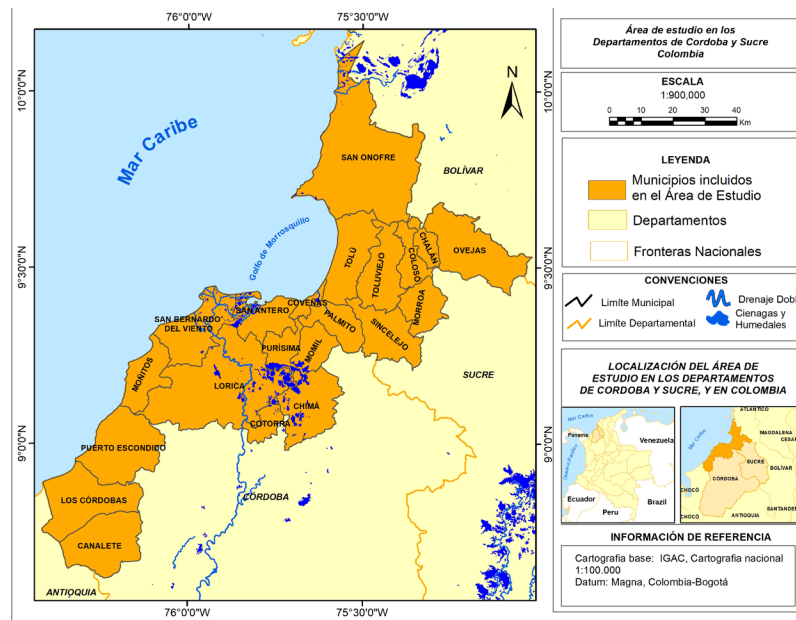
Área de estudio

El área de estudio se localiza al norte de Colombia, en la región Caribe, y al noreste de los departamentos de Córdoba y Sucre. Comprende 21 municipios identificados como las zonas con mayor cobertura remanente de BST en dichos departamentos. Se utilizó la distribución propuesta por Pizano y García, (2014), la cual corresponde a la distribución administrativa de las subregiones Bajo Sinú (Lorica, Purísima, Momil, Chima y Cotorra) y Costanera (San Antero, San Bernardo del Viento, Moñitos, Los Córdoba, Canalete, puerto Escondido) en el departamento de Córdoba; mientras que para el departamento de Sucre corresponden a las subregiones Montes de María (Sincelejo, Ovejas, Chalán, Morroa y Colosó) y Golfo de

Morrosquillo (Coveñas, Palmitos, Tolú, Tolúviejo y San Onofre). El área de estudio abarca 667.300 ha (Figura 1).

El departamento de Córdoba se encuentra localizado entre los $09^{\circ}26'16''$ y $07^{\circ}22'05''$ de latitud Norte, y los $74^{\circ}47'43''$ y $76^{\circ}30'01''$ de longitud Oeste, cuenta con una superficie de 23.980 km^2 lo que representa el 2,1% del territorio nacional. Limita por el norte con el mar Caribe y el departamento de Sucre, por el este con los departamentos de Sucre, Bolívar y Antioquia. Por el sur con el departamento de Antioquia y por el oeste con el departamento de Antioquia y el mar Caribe (Meisel-Roca *et al.*, 2006).

Figura 1. Localización geográfica del área de estudio



Fuente: elaboración personal

La fisionomía del departamento la forman dos grandes áreas, una plana que comprende los valles aluviales del Sinú y el San Jorge, donde se encuentran la mayor parte de los municipios y la población, así como las actividades económicas principales, y concentra la mayor parte de las actividades ganaderas; la otra parte comprende las estribaciones de la cordillera occidental, representada por la serranía de Abibe, Ayapel y San Jerónimo (Ballesteros, 2015; Palencia *et al.*, 2006).

Por otra parte, el departamento de Sucre se localiza entre $10^{\circ}08'03''$ y $8^{\circ}16'46''$ de latitud Norte y $74^{\circ}32'$ y $75^{\circ}42'$ de longitud Oeste, en la llanura del Caribe colombiano. Se ubica al norte de las cordilleras Central y Occidental, tiene una extensión de 10.917 km^2 y representa el 0,91% del territorio colombiano. Limita por el norte y el este con el departamento de Bolívar, al sur con los departamentos de Córdoba y Bolívar y al oeste con el departamento de Córdoba y el mar Caribe (Aguilera-Díaz, 2005; Meisel-Roca *et al.*, 2006).

Un poco más de la tercera parte de su territorio forma la depresión inundable de los ríos Bajo Magdalena, Cauca y San Jorge, caracterizada por numerosas ciénagas, sobre todo a lo largo del río San Jorge (Aguilera-Díaz, 2005; Cohen-Manrique, 2013). Al noroeste, en cambio, se observa una faja de colinas correspondientes a la serranía de San Jacinto o Montes de

María; entre estas colinas y la depresión del San Jorge se extienden sabanas más o menos planas (Aguilera-Díaz 2005; Cohen-Manrique, 2013).

Los relictos de formaciones boscosas en el área de estudio se distribuyen en un gradiente de transformación que va de áreas más abiertas y con pocos relictos discontinuos en el departamento de Córdoba, hasta zonas con mayor presencia de formaciones de bosques continuos en los montes de María en el departamento de Sucre. Mientras que, en la franja costera de ambos departamentos, especialmente en sus límites, confluyen elementos de formaciones boscosas abiertas de tierra firme y bosques de manglares, con algunas figuras de protección que constituyen las principales formaciones forestales en la zona de vida del bosque seco tropical de estos departamentos (Pizano y García, 2014).

Metodología

En esta investigación los cambios en los usos del suelo fueron cuantificados en un periodo de 35 años en municipios con remanentes boscosos, en la zona de vida del BST de los departamentos de Córdoba y Sucre, región Caribe colombiana, mediante el uso de imágenes satelitales y Sistemas de Información Geográfica (SIG) para la construcción de matrices de cambio y cálculo de métricas de paisaje

Con el propósito de analizar la dinámica de las transformaciones en el paisaje mediante un enfoque cuantitativo se llevó a cabo un análisis multitemporal de cambios en la composición y configuración del paisaje. Para ello se elaboraron tres mapas de coberturas y usos del suelo mediante la interpretación de imágenes satelitales Landsat 5, 7 y 8 correspondientes a tres momentos 1985, 2006 y 2020 respectivamente (Tabla 1). El intervalo de tiempo utilizado fue mayor a 20 años para percibir cambios en la composición del paisaje, dinámicas de transformación y procesos naturales de regeneración de bosques tropicales (Poorter *et al.*, 2019).

Tabla 1. Imágenes satelitales utilizadas para la construcción de los mapas de cobertura y usos del suelo

Imágenes	Path	Row	Año/Mes/Día	Sensor
1985/1986	09	53	1985/01/24	TM
	09	54	1985/01/24	TM
	10	53	1985/03/04	TM
	10	54	1986/01/18	TM
2006	09	53	2006/01/10	ETM+
	09	54	2006/01/10	ETM+
	10	53	2006/01/01	ETM+
	10	54	2006/01/01	ETM+
2020/2021	09	53	2020/01/09	OLI TIRS
	09	54	2020/01/09	OLI TIRS
	10	53	2021/01/02	OLI TIRS
	10	54	2021/01/02	OLI TIRS

Fuente: elaboración personal

Para la clasificación de los usos del suelo se emplearon nueve categorías, aplicando la leyenda nacional *Corine Land Cover* para Colombia (Galindo *et al.*, 2014), hasta el nivel tres en la categoría de espacios naturales correspondientes a áreas boscosas y hasta segundo nivel,

para las demás categorías (Tabla 2). Se utilizó el *software* libre QGIS 3.20.3 y la herramienta *Semi-Automatic Classification Plugin* (Congedo, 2021) para la calibración radiométrica, corrección atmosférica, así como el entrenamiento espectral de bandas para la clasificación de coberturas y la generación de los mapas de coberturas y usos del suelo.

Tabla 2. Categorías para la clasificación de coberturas y usos del suelo

Categoría	Nivel	Descripción del nivel
1	2	1. Territorios Artificializados
		1.1. Zonas Urbanizadas
2	2	2. Áreas Agrícolas
		2.3. Pastos
3	2	2. Áreas Agrícolas
		2.5. Áreas Agrícolas Heterogéneas
4	3	3. Bosques y Áreas Seminaturales
		3.1. Bosques
5	3	3.1.2. Bosque Abierto
		3.3. Áreas Abiertas Sin o con Poca Vegetación
6	2	3. Bosques y Áreas Seminaturales
		4. Áreas Húmedas
7	2	4.1. Áreas Húmedas Continentales
		5. Superficies de Agua
8	N/A	5.1 Aguas Continentales
		Nubes
9	N/A	Sombras

Fuente: elaboración personal utilizando como referencia la leyenda *Corine Land Cover* para Colombia

Además de la inspección visual y manipulación de bandas espectrales de las correspondientes imágenes, para corroborar la correspondencia de las categorías de clasificación se usaron como referencia las capas de cobertura Bosque/No Bosque del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [IDEAM] (2016a, b; 2020a, b). Para la confirmación de las zonas con cobertura boscosa en el área de estudio de igual forma se utilizó la capa de frontera agrícola nacional escala 1:100.000 generada por la Unidad de Planificación Rural Agropecuaria [UPRA] (2022); así como el complemento de QGIS 3.22.8 QuickMap Services para contrastar los arreglos de bandas de las imágenes Landsat con imágenes satelitales de BING, GOOGLE y ESRI de resolución menor a 10 m.

Con el propósito de interpretar mejor las coberturas y usos del suelo, las Nubes y Sombras que no pudieron ser límpidas en el preprocesamiento o con la comprobación de información secundaria y verificación en campo, se definieron en una sola categoría de color para facilitar la lectura de los mapas. Asimismo, se tuvo en cuenta, durante la clasificación supervisada de las imágenes satelitales, las características pictórico-morfológicas de los elementos identificados en las imágenes satelitales con ayuda de distintas composiciones de bandas (Instituto Geográfico Agustín Codazzi [IGAC], 2005; 2007).

Luego de la clasificación de usos del suelo y la generación de los mapas de cobertura

correspondientes se aplicaron algunas métricas de paisaje (Tabla 3) de acuerdo con lo señalado por Cardille y Turner (2017) para el análisis de la composición y configuración del paisaje. Se utilizó el paquete estadístico Landscape Metrics (Hesselbarth *et al.*, 2019), en el *software* libre R versión 4.2.0.

Tabla 3. Métricas utilizadas para calcular la composición y configuración del paisaje

Aspecto del análisis	Métricas	Nivel	Tipo de métrica	Fórmula asociada	Descripción
Composición	PLAND (Porcentaje de paisaje)	Clase	Métrica de área y borde	$PLAND = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} * 100$	Se refiere al porcentaje o proporción de una determinada cobertura en el paisaje. Donde a_{ij} es el área de cada parche y A es el área total del paisaje.
	CA (Área total de clase)	Clase	Métrica de área y borde	$CA = sum(AREA[patch_{ij}])$	Calcula la sumatoria del área de todos los parches pertenecientes a la categoría i . Donde $AREA [patch_{ij}]$ es el área de cada parche en hectáreas.
	SHEI (Índice de equidad de Shannon)	Paisaje	Métrica de diversidad	$SHEI = \frac{-\sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i)}{\ln m}$	Calcula una ratio del índice de diversidad de Shannon y es una medida de la dominancia, valores cercanos a cero indican dominancia de tipos de cobertura y cercanos a 1 indican distribución homogénea entre la proporción de clases.
Configuración	AREA_CV (Coeficiente de variación de área de parche)	Clase	Métrica de área y borde	$AREA_{CV} = cv(AREA[patch_{ij}])$	Suma cada clase como el coeficiente de variación de todos los parches pertenecientes a la clase i , describe diferencias entre parches de la misma clase i . Donde $AREA [patch_{ij}]$ es el área de cada parche en hectáreas.
	SHAPE_CV (Coeficiente de variación del Índice de forma)	Clase	Métrica de forma	$SHAPE_{CV} = cv(SHAPE[patch_{ij}])$ $SHAPE = \frac{p_{ij}}{\min p_{ij}}$	Describe la ratio entre el perímetro real y el hipotético, en este caso se realiza una sumatoria con la media de cada parche perteneciente a la clase i , mide que tan compactos son los parches de una clase determinada. Donde p_{ij} es el perímetro en términos de superficies de celdas y $\min p_{ij}$ es el perímetro mínimo del parche en términos de superficies de celdas. $SHAPE [patch_{ij}]$ corresponde al índice de forma de cada parche.
	CAI_CV (Coeficiente de variación del Índice de área núcleo)	Clase	Métrica de área núcleo	$CAI_{CV} = cv(CAI[patch_{ij}])$ $CAI = \left(\frac{a_{ij}^{core}}{a_{ij}}\right) * 100$	Suma cada clase i , como la media de las áreas núcleo de cada parche perteneciente a la clase i . Donde $CAI [patch_{ij}]$ es el índice del área núcleo de cada parche. Por otro lado, $acore_{ij}$ es el área del núcleo en metros cuadrados y a_{ij} es el área en metros cuadrados.

Fuente: elaboración personal. Adaptado de Cardille y Turner (2017) y Hesselbarth *et al.* (2019)

Se utilizó la proporción del paisaje que representa cada tipo de cobertura por año de estudio, utilizando la función PLAND del paquete *Landscape Metrics* (Hesselbarth *et al.*, 2019) para conocer la relación entre cada cobertura con respecto al paisaje completo, obteniendo la composición por cada categoría y uso del suelo para cada año de análisis (Figura 2).

La evolución en la composición de los usos del suelo se analizó mediante matrices de transición, calculando las tasas de cambio por periodo de acuerdo con la metodología de la Organización de las Naciones Unidas para La Alimentación y la Agricultura [FAO] (1996).

Se realizó un análisis de diversidad del paisaje en el área de estudio para comprender la evolución de los usos del suelo. Para ello se comparó la composición del paisaje en los diferentes años analizados, utilizando la función SHEI del paquete de *R Landscape Metrics* (Hesselbarth *et al.*, 2019), que calcula el índice de dominancia de Shannon. Este índice es una forma de medir la diversidad del paisaje en términos de sus elementos, ya que representa la relación entre el índice de diversidad de Shannon real y el máximo teórico del índice de diversidad de Shannon. Por lo tanto, puede entenderse como una medida de la dominancia dentro del paisaje.

La configuración del paisaje fue abordada para los tres momentos del estudio empleando el coeficiente de variación de área de parche, el índice de forma y el índice de áreas núcleo del paisaje, con el propósito de realizar comparaciones entre los años de análisis (Hesselbarth *et al.*, 2019).

El coeficiente de variación del área de parche (AREA_CV) permite sumar cada clase como el coeficiente de variación de todas las áreas de parche pertenecientes a una clase i ; describiendo las diferencias entre los parches de la misma clase i en el paisaje y es fácilmente comparable entre paisajes porque está escalado a la media.

El índice de forma (SHAPE_CV) describe una razón entre el perímetro real y el hipotético, mide qué tan compactos son los parches de una clase determinada. Para este trabajo se utilizó la covarianza del índice de forma que pondera dicho índice para cada parche en el paisaje en función de la varianza por cobertura y permite tener una aproximación a la estructura de los parches que componen cada clase definida dentro del paisaje. Este índice no posee unidades en sus resultados.

Cuando el valor del índice de forma es cero o muy cercano a cero indica parches compactos, al estar usando el coeficiente de variación de los índices de forma de los parches para cada cobertura, valores cercanos a cero indican índices de forma muy similares entre los parches de cada cobertura. Sin embargo el valor del índice se incrementa a medida que la variación del índice de forma entre los parches de la misma cobertura se incrementa, es decir a medida que la forma de los parches se hace más compleja.

El índice de áreas núcleo es el porcentaje de área del núcleo en relación con el área total del parche, describe las diferencias entre parches de la misma clase en el paisaje. Para este trabajo se utilizó la ponderación del índice con el coeficiente de variación debido a que permite analizar las diferencias entre parches del mismo tipo de cobertura, y a su vez compararlo entre coberturas distintas. Un área núcleo se entiende entonces como aquella que no se ve afectada por el efecto de borde de áreas circundantes (Öhman, 2000).

Usando el índice de áreas núcleo se puede analizar la dispersión entre los valores de área

para cada cobertura, la relación dentro del índice se expresa en porcentaje, al estar estandarizada por el coeficiente de variación, muestra la relación entre los parches de la misma cobertura. Los valores cercanos a cero representan homogeneidad en los índices de área núcleo de una misma cobertura; mientras que, a medida que sea mayor el número, la diferencia entre las áreas núcleos dentro de la misma cobertura también lo será.

Resultados

De acuerdo con la clasificación de usos del suelo en los mapas correspondientes se procedió al cálculo de las áreas para cada categoría de cobertura y uso del suelo por cada año. Se utilizó la función área total del parche (CA) del paquete estadístico *Landscape Metrics* (Hesselbarth *et al.*, 2019), obteniendo un resumen del área de cada categoría definida (Tabla 4), el área de Bosque abierto tuvo variaciones entre los periodos de análisis.

Tabla 4. Área (en hectáreas) para cada categoría y uso del suelo por año de análisis

Categoría o uso del suelo	Área (ha) de cobertura		
	1985	2006	2020
1, Zonas Urbanizadas	1.759,32	2.958,59	4.220,01
2, Pastos	195.255,18	287.591,22	287.067,42
3, Áreas Agrícolas Heterogéneas	70.824,51	47.694,08	37.321,38
4, Bosque Abierto	69.339,33	80.636,47	102.794,4
5, Áreas Abiertas sin o con Poca Vegetación	261.220,23	132.023,36	141.908,4
6, Áreas Húmedas Continentales	4.685,94	33.369,75	15.789,15
7, Aguas Continentales	10.842,75	19.181,385	19.230,48
8, Nubes	15.233,13	23.884,62	37.919,07
9, Sombras	26.272,8	27.863,55	9.237,53

Fuente: elaboración personal

Composición del paisaje

Para el año 1985 existió una predominancia de la cobertura de Áreas Abiertas sin o con Poca Vegetación con el 39,8% de representación para el área de estudio, siendo los Pastos la segunda mayor cobertura en proporción para este año, con el 29,7% (Figura 2).

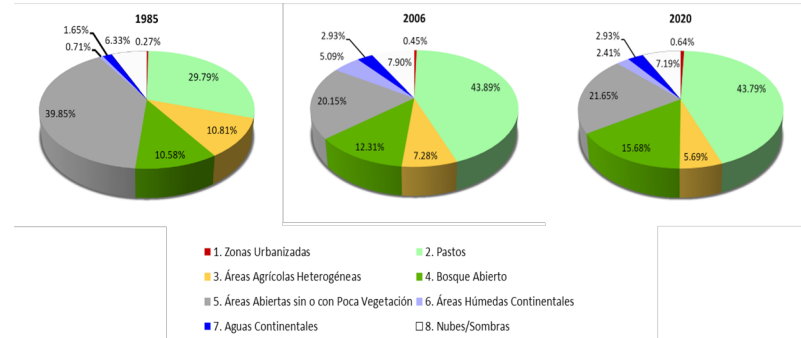
En lo que respecta a los años 2006 y 2020, la cobertura de Áreas Abiertas sin o con Poca Vegetación representó el 20,1% y 21,6% del área de estudio respectivamente, disminuyendo su representación con respecto al año inicial. Mientras que los Pastos, pasaron de representar el 29,7% en el año 1985, al 43,9% y 43,8% en los años 2006 y 2020 respectivamente, dándose un aumento de su representación en el paisaje.

La cobertura de bosque, clasificada en este trabajo como Bosque Abierto según su fisionomía y características pictográficas (Galindo *et al.*, 2014) ocupó el 10,5% en el año 1985; mientras que, para los años 2006 y 2020 ocupó el 12,3% y el 15,6% respectivamente, pudiendo evidenciar un aumento en la proporción de bosque para el área de estudio, entre los años de análisis.

La cobertura de Áreas Agrícolas Heterogéneas presentó una variación negativa entre el año 1985 y los años 2006 y 2020, pasando del 10,8% al 7,2% y finalmente al 5,6% respec-

tivamente. Contrario a la variación de las Zonas Urbanizadas, que a pesar no tener una representación significativa con respecto a las demás coberturas presentaron un crecimiento entre 1985 y 2020, representando inicialmente el 0,2% en el año 1985, mientras que para 2006 y 2020 el 0,45% y 0,64% respectivamente.

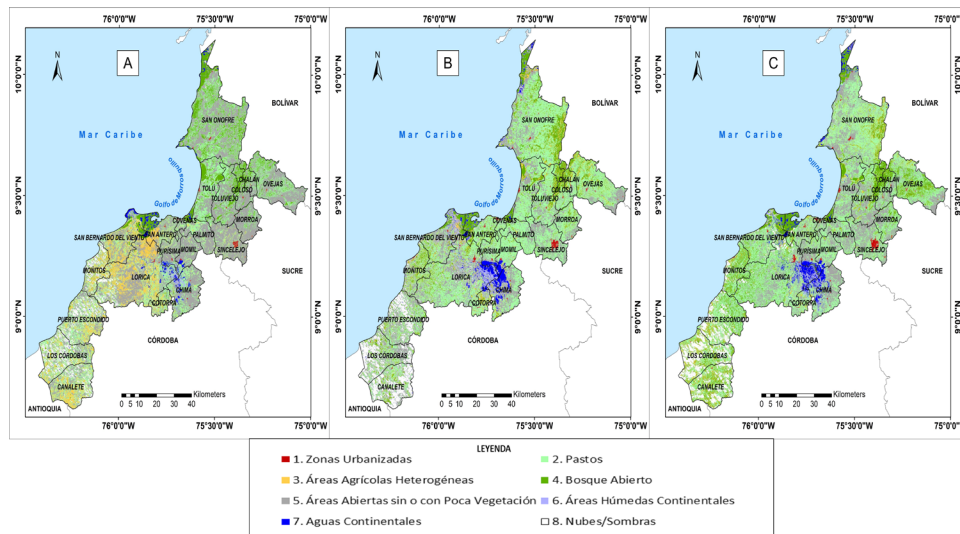
Figura 2. Proporción de coberturas y usos del suelo para cada año de estudio, expresada en porcentaje.



Fuente: elaboración personal

Las áreas correspondientes a Bosque Abierto se concentraron en el departamento de Sucre, coincidiendo con las áreas de bosque definidas en los periodos anteriores. El resto de las coberturas varían en cuanto a su distribución al interior del área de estudio. Sin embargo, las distribuciones siguen el patrón previo con predominio de coberturas de áreas abiertas y pastos en las tierras bajas del centro de Córdoba, y presencia de áreas con poca vegetación al norte de Sucre (Figura 3).

Figura 3. Clasificación de coberturas y usos del suelo para los años de análisis A (1985); B (2006) y; C (2020)



Fuente: elaboración personal utilizando imágenes Landsat 5, 7 y 8. Cartografía base: IGAG, cartografía nacional 1:100.000

Se observó un incremento en la cobertura boscosa entre los años 2006 y 2020 en comparación con 1980. Este aumento se ha notado especialmente en zonas donde previamente se encontraban relictos discontinuos, como en el departamento de Sucre. Además se ha detec-

tado una expansión de la cobertura de Bosque Abierto en áreas costeras del departamento de Córdoba, particularmente en la bahía de Cispatá y en los Montes de María del departamento de Sucre. Estas dos zonas han sido identificadas como los focos principales de aumento en la cobertura de Bosque Abierto.

Evolución de los usos del suelo en el área de estudio

La variación en las proporciones de las coberturas definidas durante los periodos de análisis está estrechamente relacionada con los cambios en los usos del suelo. Este fenómeno es crucial ya que el paisaje es inherentemente dinámico y está influenciado por la interacción de sus elementos naturales y los procesos antrópicos que ocurren en el área de estudio. Por lo tanto, es natural observar cambios en un mismo paisaje a lo largo de diferentes intervalos de tiempo, especialmente en el caso de los bosques tropicales, donde estos cambios se vuelven más notorios en periodos de tiempo superiores a 20 años (Rozendaal *et al.*, 2019).

La evolución de los usos del suelo se analizó teniendo en cuenta los tres años de estudio (1985, 2006, 2020) que comprendieron un espacio de tiempo de 35 años entre el primer y el último año, intervalo suficiente para identificar patrones y características consolidadas en el paisaje del área de estudio. Se definieron dos periodos de análisis (1985-2006; 2006-2020) para los cuales se cuantificó el cambio de coberturas por periodo (Tabla 5) y se calcularon tasas de cambio para dimensionar el porcentaje de cambio de cada cobertura, especialmente la cobertura de Bosque Abierto en cada periodo de análisis.

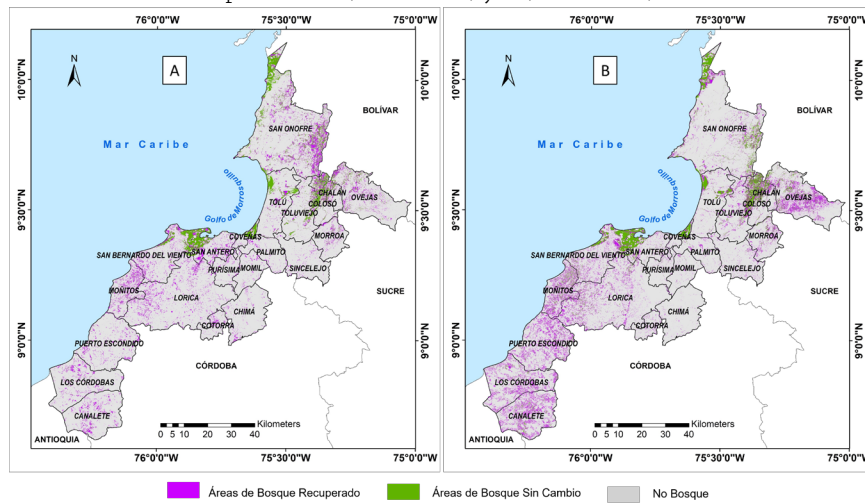
Tabla 5. Transición de coberturas No-bosque a Bosque abierto en el área de estudio representada en hectáreas

Coberturas en transición	Bosque abierto (ha)	
	1985-2006	2006-2020
Zonas Urbanizadas	22,679	17,631
Pastos	21.753,075	31.633,011
Áreas Agrícolas Heterogéneas	9.869,740	12.901,685
Áreas Abiertas sin o con Poca Vegetación	12.403,999	7.865,724
Áreas Húmedas Continentales	366,277	4.843,226
Aguas Continentales	1.644,338	1.231,210
Nubes	1.604,603	3.817,152
Sombras	3.070,973	4.950,509
Total, área	50.735,684	67.260,146

Fuente: elaboración personal

En lo que respecta al periodo 1985-2006, un aproximado de 50.735,6 ha pasaron de coberturas distintas a bosque a clasificarse como Bosque Abierto, mientras que para el periodo 2006-2020 aproximadamente 67.260,1 ha, de coberturas distintas a bosque se transformaron en Bosque Abierto. Las áreas de Pastos, así como las Áreas Abiertas sin o con Poca Vegetación y las Áreas Agrícolas Heterogéneas, fueron las coberturas que presentaron mayor transición a Bosque Abierto. La recuperación de las áreas de bosque se concentró en las zonas con relictos de bosque persistente pero discontinuos o donde se persistían espacios abiertos con algunos elementos boscosos aislados (Figura 4).

Figura 4. Distribución de áreas de bosque sin cambio y bosque recuperado en el área de estudio para los periodos A (1985-2006) y B (2006-2020)

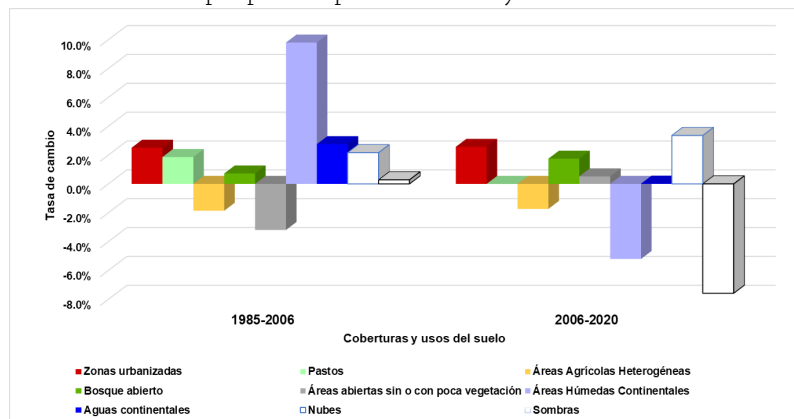


Fuente: elaboración personal sobre cartografía base: IGAG, cartografía nacional 1:100.000

En el área de estudio correspondiente al departamento de Córdoba se observan extensas zonas abiertas de pastizales y áreas agrícolas, donde se han recuperado elementos aislados de cobertura boscosa, mostrando una baja conectividad entre las mismas. Por otro lado, en el departamento de Sucre, la recuperación se ha concentrado en la región de los Montes de María, específicamente en los municipios de Coloso, Chalán y San Onofre. En esta zona se ha observado la ocupación de algunas áreas agrícolas y pastizales por coberturas de Bosque Abierto.

El análisis de las tasas de cambio reveló un incremento en la cobertura de Bosque Abierto durante ambos periodos de análisis (Figura 5). Además, se observó un ligero aumento en las Zonas Urbanizadas en comparación con 1985, lo que indica una expansión de estas áreas urbanas preexistentes. Por otro lado, se encontró una tasa de cambio negativa en las Áreas Agrícolas Heterogéneas durante ambos periodos.

Figura 5. Tasas de cambio por periodo para coberturas y usos del suelo en el área de estudio



Fuente: elaboración personal

Las áreas de recuperación boscosa se concentran principalmente en las zonas de Áreas Agrícolas Heterogéneas y Pastos, como se puede observar en la Figura 4. Además, en las áreas adyacentes a las Zonas Urbanizadas se mantienen como espacios abiertos o Áreas

Agrícolas Heterogéneas, lo cual concuerda con la vocación agropecuaria de los departamentos de Córdoba y Sucre.

Análisis de diversidad del paisaje

La comparación entre la diversidad del paisaje se mantiene en valores similares para los tres años; obteniendo una dominancia de 0,719 (1985), 0,778 (2006) y 0,744(2020). El rango de la métrica oscila entre 0 y 1, donde los valores cercanos a 1 describen una distribución homogénea de las clases en el paisaje, por lo cual los valores calculados implican que no existe una dominancia de clases en el paisaje del área de estudio para ninguno de los años evaluados. Sin embargo, tampoco implica una distribución homogénea de las clases en el paisaje, ya que muchas se encuentran sectorizadas en el área de estudio y con transiciones abruptas entre sí. Por ejemplo, la cobertura de Bosque Abierto con fragmentación asociada a coberturas abiertas en inmediaciones de los montes de María, o los bosques de galerías que atraviesan Áreas Abiertas sin o con Poca Vegetación o Pastos, que representan discontinuidad en la cobertura de Bosque Abierto.

Configuración del paisaje

La configuración de los elementos del paisaje determina la relación entre los mismos y los procesos naturales y artificiales que tienen lugar en estos y que a su vez contribuyen a su transformación, de tal forma que analizar la relación de estos elementos es fundamental para comprender las dinámicas de cambio en el paisaje.

Coefficiente de variación de área de parche

Los resultados de la aplicación del coeficiente de variación de área de parche para los años analizados (Tabla 6), indican que la mayoría de los parches en las categorías definidas para la clasificación poseen amplias diferencias en su tamaño. Esto es debido a que los valores obtenidos no se acercan a cero para ninguna de estas, los valores crecen indefinidamente de acuerdo con el número de parches.

Tabla 6. Coeficiente de variación de área de parche por año de análisis en hectáreas

Coberturas	Coeficiente de variación de área de parche (ha)		
	1985	2006	2020
Zonas Urbanizadas	340,91	361,83	463,16
Pastos	4.452,30	10.997,76	11.944,32
Áreas Agrícolas Heterogéneas	2.792,55	530,80	476,82
Bosque Abierto	3.633,37	3.473,84	3.547,13
Áreas Abiertas sin o con Poca Vegetación	7.691,40	1.896,02	3.205,17
Áreas Húmedas Continentales	3537,93	3.000,21	2.857,79
Aguas continentales	979,22	4.495,61	1.740,72
Nubes	1.007,52	1.322,42	2.090,40
Sombras	828,75	1.002,15	686,54

Fuente: elaboración personal

Se realizó un análisis de varianza de dos factores ($\alpha=0.05$) para comprobar si existían diferencias en el coeficiente de variación del área de parche para cada cobertura y año. Los resultados mostraron que existen diferencias significativas en las áreas núcleo de las diferentes coberturas entre coberturas por año (Tabla 7), lo que indica que existe una variación en la distribución de las coberturas entre periodos.

Tabla 7. ANOVA de dos factores (año y tipo de cobertura) para el coeficiente de variación de área de parche usando distribución de Fisher

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Años	235.592,1555	2	117.796,0777	0,030003444	0,970496656	3,633723468
Coberturas	169.974.354,1	8	21.246.794,27	5,411699791	0,00204506	2,59109618
Error	62.817.362,65	16	3.926.085,165			
Total	233.027.308,9	26				

Fuente: elaboración personal

Como se observa en la Tabla 7, el valor crítico para F comparado con el F calculado demostró que existen diferencias entre las medias del coeficiente de variación para áreas de parche de los distintos tipos de coberturas, siendo el factor determinante el tipo de cobertura y no solo el año.

Índice de forma

En la Tabla 8 se presenta el índice de forma para cada cobertura por año, el cual no presentó valores cercanos a cero, y para el caso de la cobertura de Bosque Abierto tuvo una tendencia al incremento. Esto indica una disgregación de los parches de bosque en el área de estudio, consecuente con su recuperación al obtener un menor índice de forma en el año 2006 con respecto a 1985 y al año 2020. En lo que respecta a coberturas como las Áreas Agrícolas Heterogéneas, las Áreas Abiertas sin o con Poca Vegetación, se muestra una leve disminución en el índice de forma entre el año 1985 comparada a los años 2006 y 2020, mostrando concordancias con la tasa de cambio para estas coberturas.

Tabla 8. Índice de forma por tipo de cobertura y año de análisis

Coberturas	Año de análisis		
	1985	2006	2020
Zonas Urbanizadas	71,125	60,847	60,622
Pastos	91,685	99,311	120,753
Áreas Agrícolas Heterogéneas	61,676	39,075	43,478
Bosque Abierto	55,767	54,032	69,580
Áreas Abiertas sin o con Poca Vegetación	66,652	52,939	55,575
Áreas Húmedas Continentales	44,609	38,681	31,227
Aguas Continentales	45,374	35,451	60,585
Nubes	43,323	34,502	36,423
Sombras	47,900	42,479	42,467

Fuente: elaboración personal

Índice de áreas núcleo

Los valores del índice de áreas núcleo obtenidos para las diferentes coberturas (Tabla 9) muestran amplias diferencias entre las áreas núcleo de los distintos parches, independientemente de su cobertura. Estas diferencias entre parches dentro de una misma cobertura son consistentes con la variación en los tamaños de los diferentes parches. Además, la fragmentación entre áreas de bosque, como cobertura focal, explica la alta proporción en el índice de áreas núcleo para esta cobertura.

Tabla 9. Índice de áreas núcleo para cada cobertura por año de análisis (el índice se expresa en porcentaje)

Coberturas	Año de análisis		
	1985	2006	2020
Zonas Urbanizadas	340,9	361,8	463,2
Pastos	4.452,3	10.997,8	11.944,3
Áreas Agrícolas Heterogéneas	2.792,6	530,8	476,8
Bosque Abierto	3.633,4	3.473,8	3.547,1
Áreas Abiertas sin o con Poca Vegetación	7.691,4	1.896,0	3.205,2
Áreas Húmedas Continentales	3.537,9	3.000,2	2.857,8
Aguas Continentales	979,2	4.495,6	1.740,7
Nubes	1.007,5	1.322,4	2.090,4
Sombras	828,7	1.002,1	686,5

Fuente: elaboración personal

Los resultados del índice de áreas núcleo también revelan diferencias en el tamaño de los parches entre las diferentes coberturas, lo que indica la presencia de un mosaico de paisaje con baja dominancia entre las coberturas y una conectividad limitada dentro de una misma cobertura.

Discusión

La variación en la proporción de las coberturas y usos del suelo obedece a la dinámica propia de estas variables en el área de estudio, donde patrones particulares de ocupación y transformación del bosque repercutieron en la consolidación del paisaje actual (Díaz, 2006). En lo que respecta a las coberturas de áreas húmedas y aguas continentales, la variación en su representación puede atribuirse a particularidades climatológicas que coincidieron con la fecha de adquisición de las imágenes satelitales, como pulsos de inundación atemporales o periodos de transición prolongados.

El análisis de transición reveló una notable recuperación en la cobertura boscosa, lo cual podría atribuirse a diversos factores relacionados con la implementación de políticas de conservación de ecosistemas en la región en los últimos años (Departamento Nacional de Planeación [DNP], 2010; Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2005). Estas iniciativas han ganado relevancia a nivel internacional y han llevado a una mayor regulación en la tala a gran escala de áreas naturales. Además, la concentración urbana en el área de estudio y una relativa estabilidad en la tenencia de la tierra han desempeñado un papel significativo.

Es importante destacar que la mayoría de las áreas recuperadas se han consolidado en bosques fragmentados, bosques de galería y fragmentos recuperados en zonas de cobertura

boscosa en el departamento de Sucre, así como en áreas designadas como de manejo especial en el departamento de Córdoba. También se observó una tendencia al aumento de las Áreas Urbanizadas entre 2006 y 2020 en comparación con el periodo anterior, lo cual podría ser resultado del crecimiento de la población en los centros urbanos y la disminución de esta en zonas rurales (Duranton, 2016).

A pesar de lo mencionado, la recuperación de bosques fragmentados en los Montes de María en el departamento de Sucre, así como en la zona costera del departamento de Córdoba y algunos fragmentos en ambos departamentos, ha sido una tendencia constante. Esta tendencia podría atribuirse a la protección de ecosistemas específicos motivada por el Estado colombiano, lo cual ha llevado a la declaración de áreas protegidas.

Un ejemplo de esto es el Santuario de Fauna y Flora «El Corchal», ubicado en los límites del área de estudio en el departamento de Sucre, el cual fue declarado área protegida en 2002 (Resolución 0763/2002). Asimismo, el Distrito de Manejo Integrado de Cispatá, ubicado entre los departamentos de Córdoba y Sucre, fue declarado área protegida en 2006 (Acuerdo 56/2006).

Estas áreas protegidas han contribuido a la consolidación de coberturas boscosas en la zona costera. Otras medidas, como la Resolución 204/1983, que establece la zona forestal protectora de la serranía de Coraza en los Montes de María, también han desempeñado un papel importante contribuyendo a mantener una cobertura boscosa más extensa en el área de estudio.

Además, se ha observado una disminución en las actividades extractivas en áreas que no han sido declaradas bajo alguna figura de manejo especial, pero que tienen una relevancia histórica en el contexto del conflicto armado en Colombia, como es el caso de los Montes de María, ubicados entre los departamentos de Sucre y Bolívar. En esta región se han registrado importantes episodios de desplazamientos (Aldana, 2022; Woodward, 2017), que, de cierta manera, contribuyeron a la restauración de varias hectáreas de Bosque Seco Tropical debido a la imposibilidad de su aprovechamiento por parte de algunas comunidades.

Algunas áreas en las que se dio una recuperación de la cobertura de Bosque Abierto para el año 2006, mostraron una pérdida de cobertura boscosa hacia el año 2020 y corresponden a zonas donde la frontera agropecuaria se ha expandido y la fragmentación ha aumentado. Por ejemplo, en los municipios de San Onofre, Ovejas y Colosó en el departamento de Sucre, se observaron áreas en el año 2006 con usos principalmente pecuarios que experimentaron regeneración de la cobertura vegetal debido al abandono o a usos no agropecuarios que permitieron la regeneración natural. No obstante, hacia el año 2020, estas áreas presentaban algún tipo de uso o cobertura diferente a Bosque Abierto. Estos municipios en las estribaciones de los Montes de María fueron zonas donde el conflicto armado modificó las dinámicas culturales y permitieron situaciones de regeneración transitoria en la cobertura de bosque previo al regreso de la población (Woodward, 2019).

Otras áreas clasificadas como Bosque Abierto, como las observadas en los municipios de Canalete o Los Córdoba en el departamento de Córdoba, corresponden a zonas con espacios seminaturales persistentes, adyacentes a áreas que han experimentado transiciones hacia fragmentos de bosque secundario con baja conectividad. Estas áreas, en su mayoría, se utilizan con fines agropecuarios, según la clasificación propuesta por la Unidad de Planificación Rural Agro-

pecuaria (UPRA, 2022). El uso agropecuario de estas áreas se caracteriza por el manejo extensivo de ganadería y periodos de uso y desuso que permiten cierta regeneración que se evidencia en algunos pocos relictos aislados de cobertura de Bosque Abierto (Pizano y Garcia, 2014)

En el departamento de Córdoba la cobertura y los usos del suelo han experimentado cambios significativos desde la época de la conquista (Parsons y Molano, 1992). La consolidación de la actividad ganadera ha sido un factor determinante en la transformación del paisaje en este departamento (Meisel-Roca, 1980). Además, se ha observado una relativa estabilidad en la tenencia de la tierra una vez que se ha consolidado este modelo económico (Posada-Carbó, 1986, 1988; Sourdis-Nájera, 1996; Yepes, 2001). Esto ha propiciado la recuperación de algunos espacios seminaturales que sobresalen en la matriz de usos agropecuarios y forman la composición actual del paisaje en esta zona del departamento de Córdoba.

Asimismo, de acuerdo con el análisis de diversidad del paisaje, la distribución de los parches de Bosque Abierto y el resto de las coberturas no es completamente homogénea, pero tiende a la homogeneidad por concentrarse las coberturas en espacios más o menos definidos en el área de estudio. Esto indica una alta fragmentación de los remanentes de cobertura de bosque y coincide con la distribución de esta cobertura en los periodos de análisis. Se concentran en grandes parches hoy declaradas como de interés ambiental, fragmentos dispersos en bosques de galerías, así como pequeños relictos aislados entre una matriz de áreas abiertas y pastos, con usos predominantemente agropecuarios en toda el área de estudio.

Por otro lado, con respecto a la configuración del paisaje, el coeficiente de variación del área de parche (Tabla 7), presentó valores similares en los tres años para las coberturas de Bosque Abierto y Zonas Urbanizadas. Esto indica que, aunque existió una variación en las áreas de estas coberturas entre periodos, la relación del tamaño de los parches no cambió mucho, implicando que el nivel de fragmentación del bosque se mantiene a pesar del cambio en el área ocupada por el mismo. Las áreas urbanas se concentraron en los mismos centros poblados, es decir una configuración relativamente estable, a diferencia de las coberturas de Áreas Abiertas sin o con Poca Vegetación y la de Pastos, donde se identificó una relación inversa entre estas, al constatar la disminución de áreas sin vegetación con el aumento de los pastos y viceversa (Figura 3). Esto puede explicarse al ser dos coberturas muy relacionadas entre sí, ya que estos cambios son consecuentes con la dinámica normal del paisaje en el área de estudio.

El análisis de varianza sobre el coeficiente de variación del área de parche demostró que existe diferencia entre las áreas de parche de los distintos tipos de coberturas, siendo el factor determinante el tipo de cobertura y no solo el año. Esto podría indicar que la variación de las coberturas en cada año está asociada a la dinámica inherente a las mismas, es decir a la ganancia o pérdida de un tipo de cobertura con respecto a otras, más que el año seleccionado para el estudio en sí.

No obstante, se deben considerar los fenómenos sociales y culturales persistentes en el área de estudio que tuvieron lugar mucho antes del periodo de análisis de cambio de coberturas. Entre estos se destacan la consolidación del modelo de ganadería extensiva y las explotaciones de madera del siglo XIX, que sentaron las bases de la configuración actual del paisaje (Parsons y Molano, 1992). Esto coincide con la estabilidad relativa de áreas destinadas a ganadería extensiva y los remanentes concentrados de áreas de Bosque Abierto en la zona costanera y los

Montes de María que, si bien presentan fragmentación, están relativamente concentrados; sin embargo, la fragmentación de la cobertura boscosa persiste en toda el área de estudio.

El índice de forma sirve como una medida de complejidad entre los parches de cada categoría correspondiente (Forman y Godron, 1986); los valores resultantes del análisis (Tabla 9) indican que, dentro de las coberturas definidas, los parches entre coberturas del mismo tipo difieren en complejidad entre sí. Esto no implica que no se encuentran parches compactos, sino que la mayoría tiene formas distintas, asimismo dicha complejidad varía en función de los tipos de coberturas.

Los parches compactos son menos susceptibles a la fragmentación y por lo tanto al cambio de cobertura. En lo que respecta a coberturas naturales, como la de Bosque Abierto, los parches que presentan un índice de forma bajo son los que retendrán mejor sus funciones ecológicas. Esto es debido a que pueden suponerse como áreas continuas de bosque, los parches más complejos en forma son susceptibles a fragmentación o un mayor efecto de borde (Forman y Godron, 1986; Cardille y Turner, 2017).

La complejidad de la forma de los parches de Bosque Abierto en el área de estudio se ve reflejada en el índice de forma resultante (Tabla 9). Esto se observa como una alta fragmentación de esta cobertura en particular, a pesar de que se presenten algunas áreas más o menos compactas. Debido a la escala, la influencia de fragmentos más pequeños en comparación con relictos más grandes o áreas contiguas, influyen sobre los índices de complejidad e indican un aumento en el efecto de borde sobre las áreas de Bosque Abierto.

Las formas altamente complejas presentes en los parches para la cobertura de Bosque Abierto en el área de estudio durante los tres años evaluados generan discontinuidades evidentes. Aunque se mantiene cierta constancia en el nivel de complejidad, las implicaciones de esta situación son la existencia de extensas áreas de bosque fragmentado y una interrupción en la conectividad entre áreas de interés ambiental, como la bahía de Cispatá y los Montes de María.

La complejidad de la forma de los parches también puede analizarse a través de las áreas núcleo. Una mayor proporción entre el área núcleo y el área total del parche indica que una mayor superficie está influenciada por el efecto de borde (Öhman, 2000). Este efecto de borde tiene un impacto significativo en la composición, estructura y función de los ecosistemas boscosos, especialmente cuando se encuentran adyacentes a áreas transformadas o en etapas sucesionales tempranas (Rogan y Lacher, 2018). Esto conlleva la pérdida de algunos procesos naturales. El efecto de borde se hace más notable cuando los ecosistemas colindantes son marcadamente diferentes entre sí o cuando las coberturas transformadas han perdido su vegetación original, como es el caso del área de estudio donde persiste una matriz transformada con elementos boscosos sobresalientes.

El índice de áreas núcleo, al mostrar una relación acumulada de las áreas núcleo de los diferentes parches dentro de cada cobertura, revela la presencia de parches con formas complejas en las distintas coberturas, evidenciado por valores superiores al 100% de relación entre núcleo y área de parches acumulados. Este fenómeno indica la fragmentación en las coberturas, especialmente relevante en la cobertura de Bosque Abierto (Cardille y Turner, 2017; Hesselbarth *et al.*, 2019).

En el caso específico de la cobertura de bosque, esta situación no es favorable para su integridad y conservación ya que implica presiones constantes sobre la continuidad de los relictos de bosque. En otras palabras, la presencia de fragmentación en la cobertura de bosque no es un escenario ideal en términos de su conservación (Bregman *et al.*, 2014; Fletcher *et al.*, 2018; Harris y Silva-Lopez, 1992)

Conclusiones

En el área de estudio, ya durante el primer año de análisis (1985) se observó el largo proceso de transformación del paisaje en la región Caribe desde épocas precolombinas. Este proceso ha sido propiciado por el modelo económico predominante en la región, que se basa en la posesión de grandes extensiones de tierra destinadas a la ganadería bovina. Por otra parte, la estructura general del paisaje en el área de estudio exhibe notables diferencias entre los distintos usos del suelo. Sin embargo, a lo largo de los años evaluados, las áreas de distribución de dichos usos se mantienen relativamente estables, a pesar de la influencia que las coberturas transformadas ejercen sobre los fragmentos de bosque.

Las mayores áreas con bosque (Bosque Abierto) se concentran principalmente en zonas costeras de los departamentos de Córdoba y Sucre, así como en los Montes de María en el departamento de Sucre. Estas se asocian con grandes áreas abiertas y con poca vegetación, las cuales corresponden a potreros y pastos ralos con sobreexposición de suelos. Estas áreas abiertas resaltan especialmente en época seca, y son producto de actividad ganadera extensiva, predominante en estos departamentos.

La persistencia de mayores áreas de bosque en el departamento de Sucre con respecto al departamento de Córdoba coincide con un patrón de transformación de las tierras bajas para la ganadería trashumante y fines agrícolas, usos tradicionales del suelo en el área de estudio desde épocas precolombinas. Mientras que tierras altas como los Montes de María, han persistido como zonas más conservadas por la dificultad de acceso y el conflicto armado.

El Bosque Abierto, al ser una cobertura sometida a fuertes presiones humanas, es especialmente vulnerable a la fragmentación y desagregación de sus parches. Esta vulnerabilidad se refleja en los índices de área núcleo calculados para cada año de análisis, así como en la variación espacial del comportamiento de esta cobertura. Estos resultados indican que existe una alta diferencia de tamaño entre los parches de Bosque Abierto, a pesar de que algunas áreas compactas están presentes a escala de análisis.

Sin embargo, estas áreas compactas resultan insuficientes para compensar los efectos de borde asociados a los cambios en la cobertura causados por la actividad humana. Esto significa que, a pesar de la existencia de áreas relativamente conservadas en lo que respecta a la cobertura de bosque, la fragmentación generada por la actividad antrópica tiene un impacto significativo en el Bosque Abierto, debilitando su integridad y aumentando su vulnerabilidad.

Referencias

Acuerdo 56 de 2006 (2006, 7 de julio). Por el cual se reserva declara y delimita como Distrito de Manejo Integrado el área de manglar de la bahía de Cispatá y Sector Aledaño del Delta Estuarino del Río Sinú por parte de la Corporación Autónoma de los Valle del Sinú y San

- Jorge CVS. Corporación Autónoma de los Valle del Sinú y San Jorge CVS.
- Aguilera-Díaz, M. (2005). La economía del departamento de Sucre: ganadería y sector público. *Documentos de Trabajo Sobre Economía Regional y Urbana*, No. 63. Banco de la Republica. <https://doi.org/10.32468/dtseru.63>
- Aguilera-Díaz, M., Reina-Aranza, Y., Orozco-Gallo, A., Vega, J. y Barcos-Robles, R. (2017). Evolución socioeconómica de la región Caribe colombiana entre 1997 y 2017. *Documentos de Trabajo Sobre Economía Regional y Urbana*, No. 258. Banco de la Republica. <https://doi.org/10.32468/dtseru.258>
- Aldana, L. (2022). Culture and resistance in Montes de María, Colombia: Ceferina Banquez's songs and memories of war. En C. Gardeazabal & K. Guarrieri (Eds.), *Human Rights in Colombian Literature and Cultural Production: Embodied Enactments* (pp. 95-115). Routledge, Taylor and Francis Group.
- Ballesteros, J. (2015). *Efecto del manejo silvopastoril y convencional de ganadería extensiva sobre el ensamblaje de murciélagos asociados a fragmentos de bosque seco tropical en Córdoba, Colombia* [Tesis Doctoral. Pontificia Universidad Javeriana]. Bogotá, Colombia. <http://hdl.handle.net/10554/19650>.
- Bregman, T., Sekercioglu, C., & Tobias, J. (2014). Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation*, 169, 372-383. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.024>
- Cardille, J., & Turner, M. (2017). Understanding landscape metrics. En S. Gergel & Turner, M. (Eds.), *Learning landscape ecology* (pp. 45-63). Springer.
- Cohen-Manrique, C. (2013). *Modelamiento del microclima y de las estrategias de control para cultivos hortofrutícolas en las sábanas del departamento de Sucre* [Tesis de Maestría. Universidad Tecnológica de Bolívar]. Colombia. <https://hdl.handle.net/20.500.12585/1050>
- Congedo, L. (2021). Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *Journal of Open Source Software*, 6(64), 3172. <https://doi.org/10.21105/joss.03172>
- Departamento Nacional de Planeación. (2010). *Lineamientos para la Consolidación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas* (Documento CONPES 3680). Colombia DNP.
- Díaz, J. (2006). *Bosque seco tropical Colombia*. Banco de Occidente. I/M Editores. <https://www.imateditores.com/banocc/seco/cap1.htm>
- Didenko, N., Popkova, A., Skripnuk, D., & Mirolyubova, O. (2017). Deforestation and human activity: A global perspective. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM*, 17, 165-172. <https://www.proquest.com/openview/c11e4e1fa902a6118090b2026f7015cf/1?pq-origsite=gscholar&cbl=1536338>
- Duranton, G. (2016). Determinants of city growth in Colombia. *Papers in Regional Science*, 95(1), 101-131. <https://doi.org/10.1111/pirs.12225>
- Fletcher, R., Didham, R., Banks-Leite, C., Barlow, J., Ewers, R., Rosindell, J., Holt, R., Gonzales, A., Pardini, R., Damschen, E., Melo, F., Ries, L., Prevedello, J., Tscharrntke, T., Laurance, W., Lovejoy, T., & Haddad, N. (2018). Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biological conservation*, 226, 9-15. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.022>
- Forman, R., & Godron, M. (1986). *Landscape ecology*. John Wiley & Sons.
- Galindo G., Espejo O., Rubiano J., Vergara L. y Cabrera E. (2014). *Protocolo de procesamiento digital de imágenes para la cuantificación de la deforestación en Colombia*. V 2.0. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales-IDEAM. <http://www.ideam.gov.co/>

- documents/11769/44688974/Protocolo+de+PDI+para+la+cuantificacion+de+la+deforestacion+en+colombia+v2_1_.pdf/00b95004-53dd-49f9-ab09-16d8803ccd92?version=1.0
- García H., Corzo, G., Isaacs, P. y Etter, A. (2014). Distribución y estado actual de los remanentes del bioma de bosque seco tropical en Colombia: insumos para su gestión. En C. Pizano y H. García (Ed.), *Bosque seco tropical en Colombia* (pp. 229–251). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Harris, L., & Silva-Lopez, G. (1992). Forest Fragmentation and the Conservation of Biological Diversity. En P. Fiedler, & S. Jain (Eds.), *Conservation Biology* (pp. 197-237). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4684-6426-9_8
- Hesselbarth, M., Sciaini, M., With, K., Wiegand, K., & Nowosad, J. (2019). Landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, 42(10), 1648-1657. <https://doi.org/10.1111/ecog.04617>
- Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. (2016a). *Mapa de Bosque No Bosque Colombia-Área Continental (Escala Fina LANDSAT) Año 1990*. Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono. <http://www.ideam.gov.co/capas-geo>
- Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. (2016b). *Mapa de Bosque No Bosque Colombia-Área Continental (Escala Fina LANDSAT) Año 2005*. Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono. <http://www.ideam.gov.co/capas-geo>
- Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. (2020a). *Superficie Cubierta por Bosque Natural Republica de Colombia Año 2019*. Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono. <http://www.ideam.gov.co/capas-geo>
- Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. (2020b). *Proyecto Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono*. Subdirección de Ecosistemas e Información Ambiental. Grupo de Bosques. <http://smbyc.ideam.gov.co/MonitoreoBC-WEB/reg/indexLogOn.jsp>.
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi. (2005). *Interpretación visual de imágenes de sensores remotos y su aplicación en levantamientos de cobertura de la tierra*. Centro de Información y Desarrollo de información Geográfica CIAF.
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi. (2007). *Fundamentos Físicos de Teledetección*. Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
- Kwa, C. (2005). Local ecologies and global science: Discourses and strategies of the International Geosphere-Biosphere Programme. *Social Studies of Science*, 35(6), 923-950. <https://doi.org/10.1177/0306312705052100>
- López, E., Bocco, G., Mendoza, M., & Duhau, E. (2001). Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe: A case in Morelia city, Mexico. *Landscape and urban planning*, 55(4), 271-285. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00160-8](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00160-8)
- Meisel-Roca, A. (1980). Esclavitud, mestizaje y haciendas en la provincia de Cartagena: 1533-1851. *Revista Desarrollo y Sociedad*, (4), 229-277. <https://econpapers.repec.org/RePEc:col:000090:008112>
- Meisel-Roca, A., Pérez-Valbuena, G. y Pérez-Valbuena, G. J. (2006). Geografía física y poblamiento en la costa Caribe colombiana. *Documentos de Trabajo Sobre Economía Regional y Urbana*, No. 73. Banco de la República. <https://repositorio.banrep.gov.co/handle/20.500.12134/461>
- Öhman, K. (2000). Creating continuous areas of old forest in long term forest planning. *Canadian Journal of Forest Research*, 30(11), 1817-1823. <https://doi.org/10.1139/x00-103>
- Organización de las Naciones Unidas para La Alimentación y la Agricultura. (1996). *Forest*

- resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes.* FAO.
- Palencia, G., Mercado, T. y Combat E. (2006). *Estudio Agroclimático del Departamento de Córdoba.* Fondo Editorial Universidad de Córdoba.
- Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2005). *Análisis de Efectividad del Manejo de Áreas Protegidas con Participación Social.* WWF Colombia.
- Parsons, J. y Molano, J. (1992). *Las regiones tropicales americanas: visión geográfica de James J. Parsons.* Fondo FEN Colombia.
- Pizano, C. y García, H. (Ed). (2014). *El Bosque Seco tropical en Colombia.* Instituto de investigaciones y recursos biológicos Alexander Von Humboldt (IAvH).
- Poorter, L., Rozendaal, D. M., Bongers, F., de Almeida-Cortez, J. S., Almeyda Zambrano, A. M., Álvarez, F. S., ... y Westoby, M. (2019). Wet and dry tropical forests show opposite successional pathways in wood density but converge over time. *Nature Ecology & Evolution*, 3(6), 928-934. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0882-6>
- Portillo-Quintero, C., & Sánchez-Azofeifa, G. (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, 143(1), 144-155. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>
- Posada-Carbó, E. (1986). Notas para una historia rural de la Costa Atlántica: La Hacienda Berástegui. *Huellas: Revista de la Universidad del Norte*, (17), 4-7. <http://hdl.handle.net/10738/33>
- Posada-Carbó, E. (1988). La ganadería en la Costa Atlántica colombiana, 1970-1950. *Coyuntura económica*, 18(3), 143-175. <http://hdl.handle.net/11445/2438>
- Resolución 0763 de 2002 (2002, 5 de agosto). Por la cual se reserva, alindera y declara el Santuario de Fauna y Flora El Corchal “El Mono Hernández”. Ministerio del Medio Ambiente.
- Resolución 204 de 1983 (1983, 24 de octubre). Por la cual se aprueba el acuerdo 28 de la junta directiva del INDERENA mediante el cual se declara Área de Reserva Forestal Protectora la Serranía de Coraza y Montes de María, ubicada en jurisdicción de los municipios de Toluviejo, Colosó y Chalán (departamento de Sucre). Instituto de desarrollo de los Recursos Naturales Renovables y del Ambiente - INDERENA.
- Rispoli, G., & Olšáková, D. (2020). Science and Diplomacy around the Earth: From the Man and Biosphere Programme to the International Geosphere-Biosphere Programme. *Historical Studies in the Natural Sciences*, 50(4), 456-481. <https://doi.org/10.1525/hsns.2020.50.4.456>
- Rogan, J., y Lacher, T. (2018). *Impacts of habitat loss and fragmentation on terrestrial biodiversity. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences.* Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.10913-3>
- Rozendaal, D., Bongers, F., Aide, T. M., Alvarez-Dávila, E., Ascarrunz, N., Balvanera, P., & Poorter, L. (2019). Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science advances*, 5(3), eaau3114. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau3114>
- Seitzinger, S. P., Gaffney, O., Brasseur, G., Broadgate, W., Ciais, P., Claussen, M., ... y Uematsu, M. (2015). International Geosphere–Biosphere Programme and Earth system science: Three decades of co-evolution. *Anthropocene*, 12, 3-16. <https://doi.org/10.1016/j.ance.2016.01.001>
- Sourdis-Nájera, A. (1996). Estructura de la ganadería en el Caribe colombiano durante el siglo XVIII. *Huellas: revista de la Universidad del Norte*, 47-48. <http://hdl.handle.net/10738/61>
- Stow, D. A., & Chen, D. M. (2002). Sensitivity of multitemporal NOAA AVHRR data of an

- urbanizing region to land-use/land-cover changes and misregistration. *Remote Sensing of Environment*, 80(2), 297-307. [http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00311-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00311-X)
- Unidad de Planificación Rural Agropecuaria. (2022). *Zonificación de frontera agrícola en Colombia, a escala 1:100.000*. <https://sipra.upra.gov.co/>
- Woodward, N. (2019). Mapear las memorias: Caracterización de los impactos inmateriales del conflicto armado en los Montes de María. *Economía & Región*, 11(2), 115-157. <https://revistas.utb.edu.co/economiaayregion/article/view/167>
- Xiao, J., Shen, Y., Ge, J., Tateishi, R., Tang, C., Liang, Y., & Huang, Z. (2006). Evaluating urban expansion and land use change in Shijiazhuang, China, by using GIS and remote sensing. *Landscape and urban planning*, 75(1-2), 69-80. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.12.005>
- Yepes, F. (2001). Ganadería y transformación de ecosistemas: un análisis ambiental de la política de apropiación territorial. En G. Palacio (Ed.), *Naturaleza en disputa: Ensayos de historia ambiental de Colombia 1850-1995* (pp. 117-172). Universidad Nacional de Colombia.

Arnold Jhon Argel-Fernandez es Biólogo y Magister en Geografía, egresado de la Universidad de Córdoba donde ha sido Becario de la Beca de excelencia a la investigación en el Departamento de Geografía y Medio Ambiente. Miembro del grupo de investigación Geografía y Ambiente. Línea de investigación: Recursos Naturales y Sostenibilidad Ambiental. Se desempeña como coordinador de los programas de Monitoreo e Investigación del Parque Nacional Natural Paramillo, área protegida perteneciente al Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Colombia. Departamento de Geografía y Medio Ambiente. Universidad de Córdoba. Carrera 6 No. 77- 305, Montería, Córdoba, Colombia, ajargelfernandez@correo.unicordoba.edu.co, <https://orcid.org/0000-0003-2935-6695>

Oscar Puerta Avilés es Geógrafo y Magister en Geografía egresado de la Universidad de Córdoba. Se desempeña como docente de tiempo completo adscrito al Departamento de Geografía y Medio Ambiente en los Programas de Pregrado y Postgrado en Geografía de la Universidad de Córdoba. Miembro del grupo de investigación Geografía y ambiente. Líneas de investigación: Recursos Naturales y Sostenibilidad Ambiental, Organización Espacial y Prospectiva Territorial. Departamento de Geografía y Medio Ambiente. Universidad de Córdoba. Carrera 6 No. 77- 305, Montería, Córdoba, Colombia, opuerta@correo.unicordoba.edu.co, <https://orcid.org/0000-0002-3550-0262>