

Análisis estructural del paisaje y propuesta de conectividad en el municipio de Sopó, Colombia.

Alejandro Caballero Rodríguez

Trabajo de Grado para Optar al Título de Ingeniero Forestal

Director

Sandra Milena Díaz López

MSc. Manejo, uso y conservación del bosque

Universidad Industrial de Santander

Instituto de Proyección Regional y Educación a Distancia-IPRED

Programa de Ingeniería forestal

Bucaramanga

2024

Dedicatoria

En este momento de mi vida, quiero dedicarles estas palabras desde lo más profundo de mi corazón a mi Mamá, Papá y Hermana. Su amor incondicional ha sido el pilar sobre el cual he construido mis sueños y aspiraciones. Gracias por cada sacrificio, cada consejo y cada gesto de apoyo que me han brindado a lo largo de mi carrera. Ustedes siempre han estado ahí, alentándome a seguir adelante, incluso en los momentos más difíciles. Su fe en mí ha sido una fuente constante de motivación. Este trabajo refleja no solo mi dedicación, sino también la persona en la que aspiro a convertirme, inspirada por ustedes.

Alejandro Caballero Rodríguez

Agradecimientos

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a mi directora de grado, Sandra Milena Díaz, por su guía y apoyo durante todo este proceso de investigación. Su dedicación y experiencia han sido fundamentales para lograr este trabajo de grado. También agradezco a la alcaldía de Sopó por proporcionar la información cartográfica necesaria, la cual fue crucial para el desarrollo de este proyecto. Asimismo, quiero extender mi agradecimiento a la Universidad Industrial de Santander, por brindarme las herramientas y el entorno propicio para mi formación académica.

Tabla de Contenido

	Pág.
Introducción	10
2. Objetivos	12
2.1 Objetivo General	12
2.2 Objetivos Específicos.....	12
3. Marco Teórico.....	13
3.1 Paisaje	13
3.2 Estructura del paisaje	13
3.3 Métricas del paisaje.....	13
3.4 Fragmentación del paisaje.....	14
3.5 Conectividad de los sistemas	15
4. Metodología	15
4.1 Área de estudio	15
4.2 Imagen satelital y preprocesamiento.....	17
4.3 Validación en Campo.....	19
4.4 Clasificación de coberturas.	19
4.5 Métricas del paisaje.....	19
4.6 Identificación de nodos.	21
4.7 Modelamiento de nodos.....	23
4.8 Modelamiento corredores biológicos.....	24
5. Resultados.	25

5.1 Clasificación de coberturas	25
5.2 Métricas del paisaje del municipio de Sopó	26
5.3 Modelamiento de nodos	40
5.4 Modelamiento de corredores biológicos.....	41
6 Discusión.....	42
7. Conclusiones	45
8. Recomendaciones	47
Referencias Bibliográficas	48

Lista de Tablas

	Pág.
Tabla 1. Bandas de la imagen satelital Planet.....	18
Tabla 2. Métricas del paisaje	21
Tabla 3. Clasificación de nodos	22
Tabla 4. Métricas de área y agregación..	27
Tabla 5 Métricas de shape.....	38

Lista de Figuras

	Pág.
Figura 1 Mapa zona de estudio	17
Figura 2 Mapa de coberturas.....	26
Figura 3 Número de parches (NP)	28
Figura 4 Densidad de parches (DP)	28
Figura 5 Índices de áreas de clases totales (CA/TA).....	29
Figura 6 Densidad de parches del paisaje	30
Figura 7 Total Edge (TE)	31
Figura 8 Índice de Densidad de Borde (ED).....	31
Figura 9 Los índices del parche más grande	33
Figura 10 Área media de los parches	34
Figura 11 Distancia promedio entre parches vecinos	35
Figura 12 Índice de cohesión	36
Figura 13 Mapa modelamiento de nodos.....	40
Figura 14 Mapa modelamiento de corredores biológicos.....	41

Resumen

Título: Análisis estructural del paisaje y propuesta de conectividad en el municipio de Sopó, Colombia*

Autor: Alejandro Caballero Rodríguez (1)**

Palabras Clave: Nodos, fragmentación, Biodiversidad, métricas y modelamiento.

Descripción: La fragmentación de la vegetación es una amenaza global que altera la estructura y función de los ecosistemas, impactando negativamente la biodiversidad y los servicios ambientales que estos ofrecen. Este fenómeno está estrechamente relacionado con cambios en el uso de la tierra y la cobertura del suelo, lo que puede generar conflictos ambientales en el futuro. En áreas urbanas como Sopó, la disminución de espacios verdes repercute en la conservación de la biodiversidad y en la calidad del entorno. Para abordar esta problemática, se aplicaron métricas del paisaje y se desarrolló un modelo de conectividad. Se identificaron 3.348 fragmentos de coberturas, con tamaños que varían entre 10.58 y 996,48 ha. Se priorizaron 27 nodos, que suman 1.136,84 hectáreas, considerados esenciales para mantener la conectividad ecológica. Esta priorización se fundamentó en criterios como el tamaño, la viabilidad ecológica y social, así como la proximidad a fragmentos vecinos. Además, se propusieron 59 corredores biológicos, que varían entre 42 y 5.637 metros de longitud, totalizando 83.123 metros. Estos corredores son vitales para facilitar el movimiento de especies y mejorar la resiliencia ambiental de la región. Sin embargo, es fundamental tener en cuenta amenazas adicionales, como la presencia de especies invasoras y la presión ejercida por el desarrollo urbano. Promover un desarrollo sostenible en Sopó implica considerar la conectividad del paisaje, que es crucial para mitigar la fragmentación y garantizar la conservación de la biodiversidad, asegurando así un futuro ambientalmente saludable para la comunidad.

* Trabajo de Grado

** Facultad de Instituto de Proyección Regional y Educación a Distancia-IPRED. Escuela de Ingeniería forestal. Director: Sandra Milena Díaz López MSc. Manejo, uso y conservación del bosque.

Abstract

Title: Structural landscape analysis and connectivity proposal in the municipality of Sopó, Colombia *

Author(s): Alejandro Caballero Rodríguez (1)**

Key Words: Nodes, fragmentation, biodiversity, metrics, and modeling.

Description: Description: Vegetation fragmentation is a global threat that alters the structure and function of ecosystems, negatively impacting biodiversity and the environmental services they provide. This phenomenon is closely related to land use changes and land cover, which could lead to future environmental conflicts. In urban areas like Sopó, the reduction of green spaces affects biodiversity conservation and environmental quality. To address this issue, landscape metrics were applied, and a connectivity model was developed. A total of 3,348 cover fragments were identified, with sizes ranging from 10.58 to 996.48 hectares. Twenty-seven priority nodes were selected, covering 1,136.84 hectares, deemed essential to maintain ecological connectivity. This prioritization was based on criteria such as size, ecological and social viability, and proximity to neighboring fragments. Additionally, 59 biological corridors were proposed, ranging from 42 to 5,637 meters in length, totaling 83,123 meters. These corridors are vital for facilitating species movement and enhancing environmental resilience in the region. However, it is essential to consider additional threats, such as the presence of invasive species and the pressure exerted by urban development. Promoting sustainable development in Sopó involves considering landscape connectivity, which is crucial to mitigate fragmentation and ensure biodiversity conservation, thereby ensuring an environmentally healthy future for the community.

* Degree Work

Institute of Regional Outreach and Distance Education-IPRED Faculty. School of Forestry Engineering. Director: Sandra Milena Díaz López, MSc. Forest Management, Use, and Conservation.

Introducción

La fragmentación de la vegetación representa una amenaza global, este fenómeno es relevante porque modifica la organización y el funcionamiento de los ecosistemas, impactando la biodiversidad y los servicios que estos brindan (Layton & Ruiz., 2023). La fragmentación del entorno natural está íntimamente ligada a dos fenómenos crecientes, los cambios indiscriminados en el uso de la tierra y la cobertura del suelo, ya que ambos podrían generar conflictos ambientales globales en el futuro (Zurita & Bellocq., 2007).

A nivel urbano, los espacios verdes restantes, también se ven reducidos afectando la conservación de la biodiversidad, la calidad ambiental y los microclimas urbanos (Jiang et al., 2021). Este fenómeno se caracteriza por la división y reducción de los hábitats naturales, consecuencia de la intervención humana en los procesos de desarrollo y urbanización. A medida que las ciudades crecen, la topografía del terreno se han vuelto factores cruciales que orientan y restringen su expansión (Zhang et al., 2021).

La destrucción y fragmentación de ecosistemas naturales, principales causas de la disminución global de biodiversidad, han sido objeto de estudios recientes a nivel global, utilizando conjuntos de datos actualizados y examinando zonas con bajo impacto humano en el entorno natural (Romanillos et al., 2024). En el ámbito nacional, la fragmentación del paisaje andino, que posee la mayor biodiversidad del mundo y proporciona servicios ecosistémicos que sustentan a casi el 40% de la población de América del Sur, está en peligro debido a dos factores principales: la fragmentación del bosque que aún permanecen y la deforestación (Calderón & Benavides, 2022).

Esta investigación se desarrolló a partir de la pregunta ¿Es posible recomendar estrategias y acciones para mejorar la conectividad del paisaje considerando el grado de fragmentación de este en el municipio de Sopó? Lo anterior, teniendo en cuenta que mantener los niveles naturales de conectividad del paisaje puede ser una de las mejores respuestas a estos problemas, más cuando el paisaje actual es agrícola.

La Reserva Forestal Protectora de Pionono en Sopó y Tocancipá abarca aproximadamente 721.156 hectáreas en su extensión. Es un factor importante por el cual se escogió el municipio de Sopó como área de estudio, no solo por su impacto positivo en la calidad de vida de los habitantes, sino también porque contribuye a la conservación del paisaje y puede beneficiar económicamente a través del ecoturismo (Ramírez, 2017).

Históricamente, Sopó ha dependido de actividades agropecuarias e industrialización en su sector noroccidental, con cultivos intensivos de flores, frutales, actividades agrícolas, pecuarias, porcicultura y avicultura. Sin embargo, estas actividades han generado problemas de contaminación ambiental y conflictos socioeconómicos. Se destaca la importancia del desarrollo sostenible para evitar impactos negativos como contaminación, industrialización desordenada y sub urbanización (Páez, 2014).

Sostener la conectividad puede facilitar el desarrollo sostenible, los cambios en la distribución de las especies causados por el cambio climático y la persistencia de especies en paisajes modificados por las actividades humanas (Rubio & Saura, 2012). Si no se toman acciones, la fragmentación del paisaje impacta a las poblaciones de plantas a través de dos efectos distintos, la pérdida de hábitat y la pérdida de conectividad. Debido a su forma de vida sésil, las plantas son particularmente vulnerables a estos efectos, y muchos estudios han informado de una fuerte disminución de la diversidad florística en paisajes agrícolas fragmentados (Uroy et al., 2019).

2. Objetivos

2.1 Objetivo General

Diseñar un modelo de conectividad en el municipio de Sopó que promueva la conservación de la biodiversidad

2.2 Objetivos Específicos

- Identificar los nodos claves del paisaje en el municipio de Sopó.
- Evaluar la fragmentación del paisaje y los efectos de las actividades humanas en la conectividad ecológica.
- Proponer sitios prioritarios que permitan el mejoramiento de la conectividad del paisaje.

3. Marco Teórico

3.1 Paisaje

Las primeras representaciones de paisajes surgieron por encargo de monarcas o aristócratas, quienes solicitaban relatos de viajes detallados. La geometría sirvió como base fundamental para esta tarea, y su aplicación se extendió hacia la cartografía durante la segunda mitad del siglo XIX (Orueta & Valdés, 2007). El término paisaje alude al entorno físico y natural donde se desarrollan las interacciones entre humanos y naturaleza, con particular relevancia en entornos urbanos (Soga & Gaston, 2020).

3.2 Estructura del paisaje

La estructura del paisaje se comprende a partir de tres componentes: la estructura física, la estructura territorial y la dinámica del paisaje (Zotano & Chueca, 2010). Para comprender adecuadamente la presencia de especies y su interacción con el entorno, es crucial considerar tanto la estructura del paisaje como la dispersión (Auffret et al., 2017). La estructura del paisaje se puede desglosar en tres elementos principales: matriz, corredor y parches. La matriz se define como el tipo de cobertura de suelo predominante en el paisaje, que sirve como fondo para el mismo. Los corredores, por otro lado, son áreas lineales que conectan los parches y facilitan el movimiento de las especies. Finalmente, los parches representan áreas homogéneas de un tipo específico de cobertura de suelo, cada uno con características individuales como forma, tamaño y funciones ecológicas, como el aislamiento para poblaciones (Lausch et al., 2015).

3.3 Métricas del paisaje

Durante las últimas dos décadas, se ha producido un desarrollo significativo en la creación de diversas métricas de paisaje, las cuales tienen como objetivo describir y comparar la

composición, proporción, configuración, conexión y diversidad de los elementos presentes en el paisaje (Adler & Jedicke, 2022).

Estas métricas se han convertido en herramientas ampliamente utilizadas en las ciencias ecológicas y ambientales para medir la heterogeneidad espacial en términos de la composición y configuración del paisaje. Se ha establecido una correlación entre estas métricas y procesos clave como la biodiversidad, la calidad del agua y las preferencias estéticas. Sin embargo, a pesar de la variedad de métricas disponibles, la selección de un conjunto apropiado para describir un paisaje específico puede resultar desafiante debido a problemas potenciales de redundancia, dependencia de la escala y diferentes interpretaciones (Mears et al., 2019).

3.4 Fragmentación del paisaje

La fragmentación del paisaje se define como el proceso mediante el cual el entorno experimenta una transición de la simplicidad a la complejidad debido a la interferencia de factores tanto naturales como humanos. Este fenómeno está estrechamente vinculado al desarrollo urbano y a la expansión de áreas urbanas, lo que ha interrumpido la distribución espacial original de bosques y tierras de cultivo, dando lugar a una mayor complejidad en los patrones espaciales (Jiang et al., 2023). Aunque la fragmentación afecta a los ecosistemas, también puede generar beneficios, como el aumento de la producción de alimentos y la mejora de la calidad de vida, contribuyendo al desarrollo económico y social (Galindo et al., 2019). La fragmentación del paisaje emerge como una característica clave en la evolución de los patrones del paisaje durante el proceso de urbanización. Se describe como la transformación de un paisaje desde un estado único, homogéneo y continuo, hacia uno complejo, heterogéneo y discontinuo (Rong-Ming et al, 2021).

3.5 Conectividad de los sistemas

La conectividad, definida como la propiedad del paisaje que facilita el movimiento de organismos y el flujo de recursos ecológicos dentro de él (Calabrese & Fagan, 2004), emerge como un factor crucial para el éxito de los esfuerzos de restauración ambiental. Tanto la conectividad lateral como la vertical entre los ecosistemas terrestres pueden ejercer una influencia significativa en la fauna y, por ende, en el proceso de restauración (Wasson et al., 2021). Es fundamental comprender que la conectividad del paisaje constituye un elemento esencial de su estructura, y su impacto puede variar según el tipo de ecosistema considerado. Aunque en ciertos tipos de ecosistemas la conectividad del paisaje puede promover la diversidad de especies, en otros no produce el mismo efecto (Uroy et al., 2019). Para lograr la conectividad del paisaje, se han identificado tres enfoques principales: la gestión integral del mosaico del paisaje para permitir la circulación, la creación de pasarelas de varias dimensiones y espaciadas, y el establecimiento de corredores ecológicos que proporcionen una conexión continua de hábitats favorables (Bennett, 2003).

4. Metodología

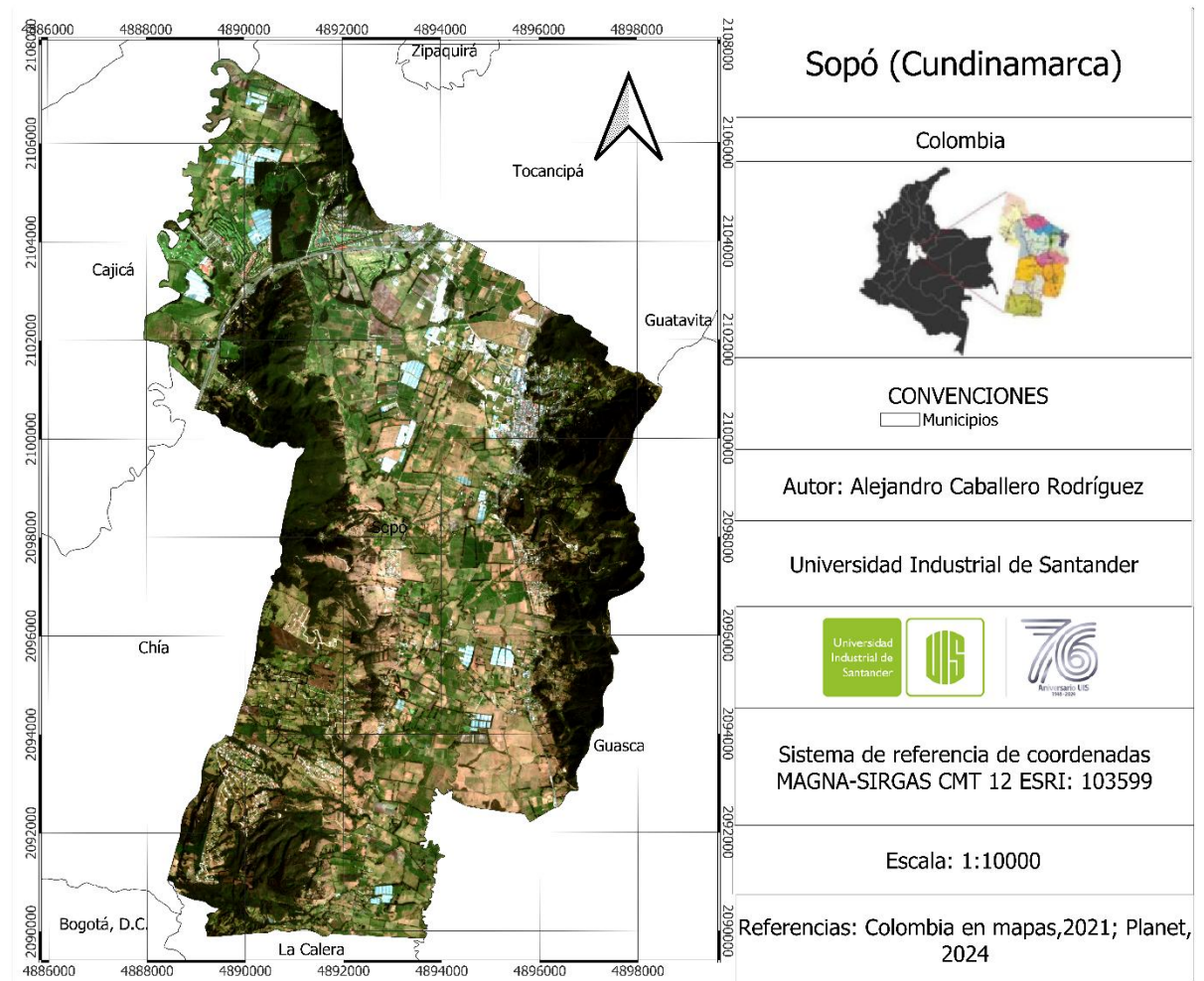
4.1 Área de estudio

El área de estudio es el municipio de Sopó, Cundinamarca situado entre las coordenadas de 4° 54' 50" de latitud norte y 73° 57' 06" de longitud oeste (Figura 1). Sus límites geográficos son el oriente con Guasca, el occidente con Cajicá y Chía, el norte con Tocancipá, y el sur con La Calera, abarcando una superficie total de 111,5 km², de los cuales 1,06 km² corresponden al área

urbana y 110,44 km² al área rural. Presentando una elevación entre los 2549 y los 3721 m s. n. m., con una temperatura media anual de 14°C, Sopó se encuentra a una distancia de 39 km de Bogotá (Sopó, 2021).

En el municipio de Sopó se ha documentado una diversidad significativa, estudios han identificado especies de árboles, herbívoros, depredadores, parasitoides, saprófagos y otros visitantes, destacándose especies como el *Alnus acuminata*, *Weinmannia tomentosa*, *Clusia multiflora* y *Escallonia pendula* (Olave, 2019). Estos árboles han sido asociados con la diversidad biológica y el equilibrio ecológico en la zona Sopó alberga la Reserva Forestal Protectora de Pionono, la cual abarca un área considerable de 721,156 hectáreas. Esta reserva tiene una biodiversidad significativa para el municipio, siendo un refugio para numerosas especies de herpetofauna, mastofauna, avifauna y una amplia variedad de flora (CAR, 2020).

Económicamente, Sopó se destaca como un motor clave para el desarrollo de la región de Cundinamarca. Su economía dinámica contribuye significativamente a la generación de empleo, la diversificación económica y la atracción de inversiones (Montenegro, 2018). Su historia productiva se caracteriza por la explotación avícola representando el 48,2% y la explotación bovina alrededor del 45%, ocupando aproximadamente 6.867 hectáreas (Páez, 2014).

Figura 1*Mapa de zona de estudio***4.2 Imagen satelital y preprocesamiento.**

Para este estudio, se usó una imagen satelital de Planet Scope debido a su alta resolución espacial, lo que permitió capturar detalles minuciosos en la superficie terrestre del municipio de

Sopó. La imagen tiene una resolución de píxel de 3 metros, lo que garantiza una representación detallada de la región de interés. Una ventaja adicional es que la imagen no requiere corrección de terreno. Las bandas que posee la imagen son ocho como se muestra en la Tabla 1, ofrecen una amplia gama de información útil para el análisis. Las características derivadas de esta imagen, como el análisis visual mejorado en color, facilitan la fotointerpretación de las coberturas. En cuanto a la resolución radiométrica, la imagen proporciona una precisión visual de 8 bits y una precisión analítica de 16 bits, lo que garantizó una representación precisa de las características del terreno. La precisión posicional de la imagen es alta, con un error medio cuadrático de menos de 10 metros, lo que asegura la exactitud de los resultados obtenidos a partir de este conjunto de datos (Planet, 2024). La imagen fue georreferenciada de acuerdo con las coordenadas establecidas para Colombia, utilizando el sistema de referencia EPSG 103599 - MAGNA SIRGAS CTM-12.

Tabla 1

Bandas de la imagen satelital Planet Scope

Número	Banda	Min	max
B1	Coastal_Blue	1	4923
B2	Blue	1	5490
B3	Green_i	1	6197
B4	Green	1	6162
B5	Yellow	1	8844
B6	Red	24	7592
B7	Rededge	74	21075
B8	nir	269	17276

Nota. Datos que poseen las bandas de la imagen utilizada de Planet Scope.

4.3 Validación en Campo.

La recolección de información primaria se llevó a cabo en el municipio de Sopó, donde se realizó una verificación de los parches arbóreos presentes en la región. El objetivo principal fue corroborar la precisión de la información obtenida a través del mapa de coberturas y las métricas del paisaje previamente analizadas. Esta verificación en terreno proporcionó una validación crucial de la información cartográfica y las métricas del paisaje, asegurando la fiabilidad de los datos utilizados en el análisis y la toma de decisiones (Reales et al., 2020).

Se utilizó Google Earth Engine donde se generaron un total de 121 puntos distribuidos aleatoriamente sobre el área de estudio, asegurando una cobertura representativa de las diferentes coberturas del suelo (Gorelick et al., 2017).

4.4 Clasificación de coberturas.

La clasificación supervisada se realizó con Google Earth Engine (GEE), específicamente con el paquete matplotlib esencial para el análisis geoespacial. Esta técnica implicó realizar un entrenamiento a cada píxel de una imagen satelital mediante la identificación de clases de interés y la recopilación de muestras de entrenamiento representativas. Utilizando la API de GEE, se entrenó un algoritmo para clasificar la imagen completa, evaluando su precisión mediante datos de validación (Mas, 2022).

4.5 Métricas del paisaje.

Para analizar la estructura del paisaje y de los parches, se usó la metodología de análisis de patrones espaciales de paisajes proporcionada por el software FRAGSTATS. Esta metodología

permitió evaluar la estructura y composición de los paisajes de manera cuantitativa, integrándose completamente en un Sistema de Información Geográfica (McGarigal & Marks, 1995).

Se identificaron y calcularon métricas de configuración de clase como el área número de parches, área de la clase, borde en relación con el área de paisaje, para comprender la complejidad y distribución espacial de los elementos del hábitat. Estas métricas proporcionan información crucial sobre la estructura general del paisaje y su influencia en los procesos ecológicos (Vilchez & Ortega, 2013).

También, se analizaron métricas de configuración de parches, densidad de parches, tamaño medio de los parches, compacidad media de los parches, índice de forma del parche, distancia media a los parches más cercanos. Estas métricas permiten evaluar de forma más detallada los parches individuales, lo que es fundamental para comprender cómo la distribución de los parches afecta la dinámica de las poblaciones y la biodiversidad en el paisaje (Rodríguez & Leiton, 2021).

Se interpretaron los resultados obtenidos a partir de las métricas de configuración de la clase y de configuración de parches para identificar patrones de fragmentación, evaluar la conectividad del hábitat y diseñar estrategias de conservación (Slattery & Fenner, 2021). En la tabla 2 se encuentran algunas de las métricas del paisaje que se utilizaron.

Tabla 2*Métricas del paisaje*

Grupo	Siglas	Nombres	Descripción de las métricas
Área	CA/TA	Área de Fragmentos/Tamaño Total	Relación entre el área de los fragmentos y el tamaño total del paisaje.
	PLAND	Proporción de Área Natural	Porcentaje del paisaje que está constituido por áreas naturales.
	LPI	Índice de forma del paisaje	Mide la diversidad y el patrón de la forma del paisaje.
	TE	Efecto de Borde (Tamaño de Efecto)	Mide el impacto del borde en la estructura del paisaje y su fragmentación.
	ED	Efecto de Borde (Densidad de Bordes)	Relación entre la longitud total de los bordes y el área del paisaje.
Shape	PARA	Proporción de Área de los Parche	Mide la relación entre el área de los fragmentos y el total del paisaje.
	SHAPE	Forma de la Fragmentación	Mide la geometría y la forma de los fragmentos.
	FRAC	Fractalidad	Indica la complejidad de la estructura espacial.
	CIRCLE	Circularidad	Evalúa cuán circulares son los fragmentos.
	CONTIG	Contigüidad	Mide la conexión y proximidad entre los fragmentos.
Aggregation	NP	Número de Parches	Cuenta la cantidad de fragmentos en un paisaje.
	PD	Densidad de Parche	Mide la cantidad de parches por unidad de área.
	ENN	Distancia Euclidiana	Calcula la distancia promedio a los vecinos más cercanos.
	COHESION	Cohesión del Paisaje	Evalúa la conectividad y la integridad del paisaje.

Nota. Información tomada de McGarigal & Marks, 1995.

4.6 Identificación de nodos.

Con base en el mapa de coberturas y las métricas del paisaje, se procedió a excluir las zonas con usos intensivos del suelo, como cultivos y áreas urbanas. (Pérez et al., 2008). Después de esta fase, se llevó a cabo la identificación de los nodos de la cobertura de bosque con mayor relevancia

estructural dentro del área de estudio mediante el análisis de métricas paisajísticas básicas, como el tamaño del fragmento y su distancia al fragmento más cercano. Estos nodos fueron clasificados en una escala de prioridad que se encuentran en la Tabla 3 (Hector et al., 2000).

Se aplicaron tres criterios fundamentales para seleccionar los fragmentos a conectar que se pueden observar en la Tabla 3. En primer lugar, se eligieron fragmentos con un área total superior a 10 hectáreas (Zuluaga et al., 2017). En segundo lugar, se consideró la factibilidad de establecer la conectividad entre nodos, evaluando la viabilidad ecológica y social (vías, reservas naturales y desarrollo urbano) para lograr con éxito la conectividad (Hernández, 2020). Por último, se tuvo en cuenta la distancia media al fragmento vecino más cercano con base a los resultados de las métricas del paisaje (Lozano et al., 2011).

Tabla 3

Clasificación de nodos

Grupos	Descripción
I	Áreas con extensiones continuas de cobertura vegetal superiores a 50 hectáreas, viabilidad ecológica y social y la distancia mínima al fragmento vecino más cercano.
II	Incluye fragmentos remanentes con área de 20 a 50 ha viabilidad ecológica o social y la distancia media al fragmento vecino más cercano.
III	Incluye fragmentos remanentes con área de 10 a 20 ha y la distancia media al fragmento vecino más cercano.

4.7 Modelamiento de nodos

En el modelamiento de nodos, se utilizó la herramienta de geoprocso Weighted Overlay en ArcGIS. Este método permitió combinar múltiples capas de información, asignando pesos a cada una según su relevancia en el análisis (Escamilla & López, 2017).

Las capas de información empleadas fueron las siguientes:

Para la elaboración de la capa de pendientes se emplearon las siguientes siete categorías de inclinación: 0-3%, 3-7%, 7-12%, 12-25%, 25-50%, 50-75% y más del 75% con el objetivo de ofrecer una representación detallada y precisa de las variaciones en la pendiente del terreno (CAR, 2018). Utilizando la plataforma Google Earth Engine, se pudo descargar el modelo digital de elevación (DEM) necesario para realizar un mapa de pendientes (Rusli et al., 2014).

Para el mapa de cuerpos de agua, áreas urbanas y uso potencial del suelo, se utilizó la cartografía proporcionada por la Alcaldía de Sopó.

Se utilizaron seis tamaños de buffers para la elaboración del mapa cuerpos de agua: los buffers de 5 y 15 m son adecuados para la reducción básica de sedimentos y nutrientes, pero no protegen bien la biodiversidad o la estabilidad de las riberas, mientras que los de 50 y 100 m ofrecen un equilibrio entre protección ecológica y uso del suelo. Los buffers de 500 m y mayores de 1000 m proporcionan máxima protección ecológica (Brumberg et al., 2021).

Para la elaboración de la capa de áreas urbanas, se consideraron las siguientes distancias para la reclasificación: entre árboles y edificaciones, al menos 3 a 5 m y entre árboles y carreteras o caminos, de 2 a 3 m y mayores a 5 m (Alvarado et al., 2014).

Para la capa de usos potenciales del suelo estratégicos en conectividad, se utilizaron cuatro tamaños de buffers: 25 m son adecuados para aves del sotobosque, buffers de 30 m conservan mamíferos pequeños, buffers de 100 m son necesarios para pájaros de interior del bosque y los buffers más amplios, de hasta 200 m, benefician a aves generalistas y mayores a 200 m (Rojas et al., 2020).

Para realizar la jerarquización, se utilizarán datos secundarios de artículos y tesis que establecieron la prioridad de cada una de las variables. En el caso de los cuerpos de agua, se asumió que la proximidad del bosque o áreas de interés al río aumenta el valor para la protección del recurso; por lo tanto, se le asignó una importancia del 20% (Murrieta et al., 2007). En cuanto a la pendiente del terreno, se le otorgó un peso del 15%, mientras que el uso potencial del suelo recibió un peso del 35% (Cruz, 2017). Para el casco urbano, se evaluó el grado de intervención para preservar la conectividad entre los ecosistemas silvestres existentes, asignándole un peso del 10% (De La Barrera et al., 2007). Finalmente, el vecino más cercano se ponderó con un 20% de importancia (Rave & Iván, 2017).

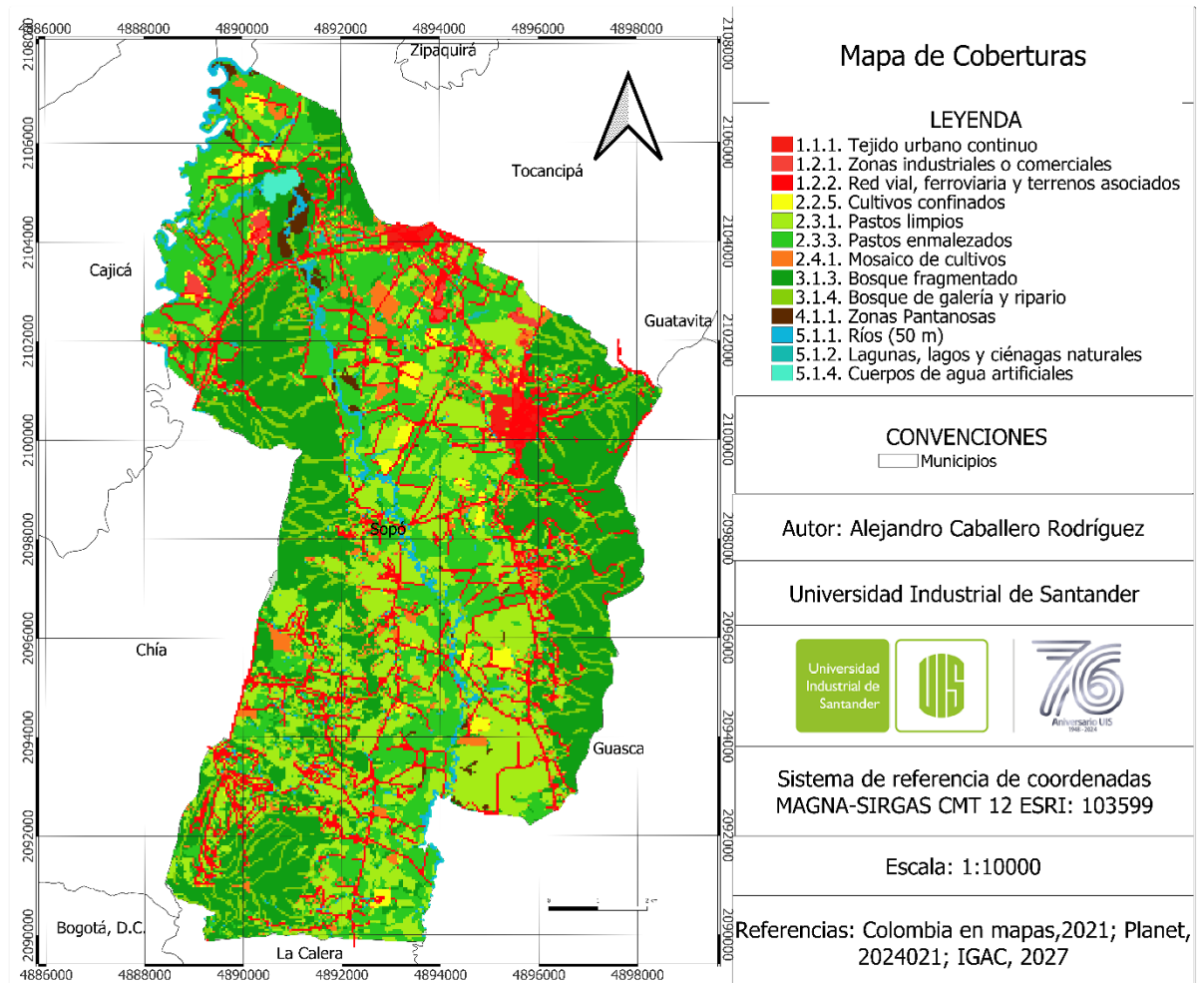
4.8 Modelamiento corredores biológicos.

Se empleó el paquete Linkage Mapper en ArcGIS para generar los corredores biológicos, lo que permitió ejecutarlo en ArcGIS y obtener el mapa correspondiente, para determinar la ruta de menor costo entre los nodos y su vecino más cercano en el municipio de Sopó (McRae & Kavanagh 2011).

5. Resultados.

5.1 Clasificación de coberturas

En la elaboración del mapa de coberturas del municipio de Sopó, Cundinamarca, se identificaron 13 coberturas distintas, que se clasifican de la siguiente manera: el bosque fragmentado es la cobertura más extensa, con un 31,1% del área total, seguido por los pastos enmalezados, que ocupan un 26,68%, y los pastos limpios, que cubren el 25,13%. El bosque de galería y ripario constituye el 6,00%, mientras que la red vial, ferroviaria y terrenos asociados abarcan el 7,1% del área. El mosaico de cultivos ocupa el 4,89%, y los cultivos confinados representan el 2,17%. Los ríos (50 m) cubren un 2,99%, las zonas industriales o comerciales el 1,05%, y el tejido urbano continuo ocupa el 1,94%. Por último, las zonas pantanosas cubren el 0,98%, las lagunas, lagos y ciénagas naturales un 0,43%, y los cuerpos de agua artificiales constituyen el 0,33% del total de hectáreas.

Figura 2*Mapa de coberturas*

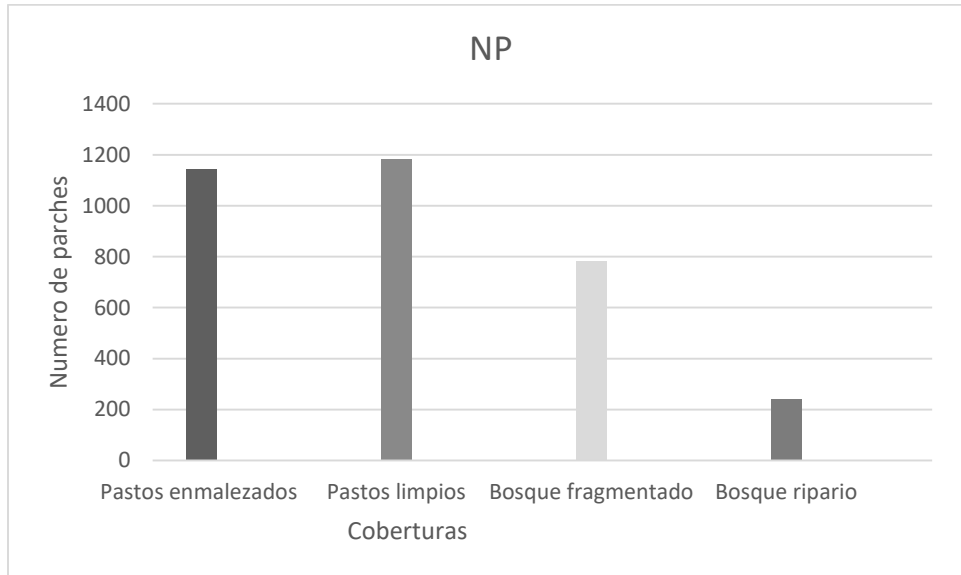
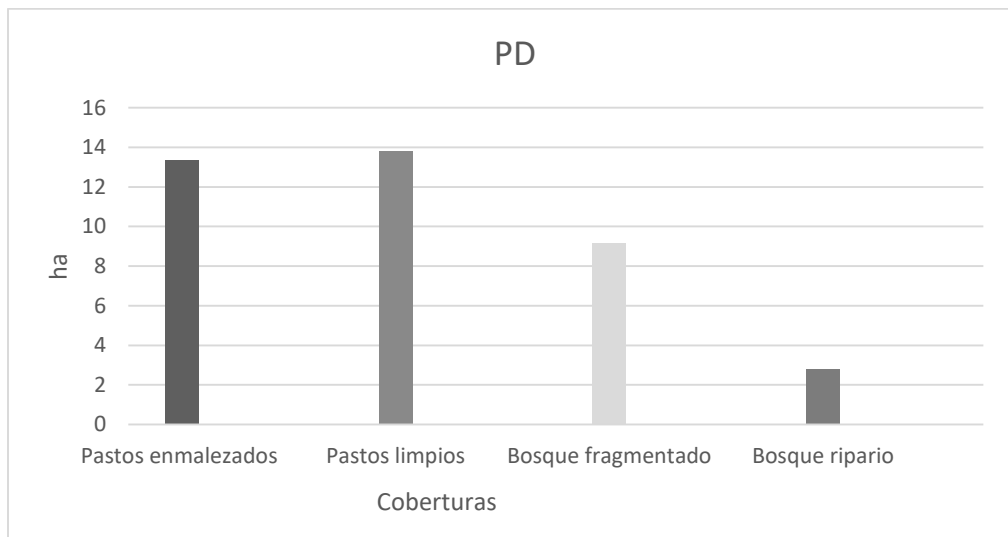
5.2 Métricas del paisaje del municipio de Sopó

El municipio de Sopó se caracteriza por contar con una extensión de 11.300 ha distribuidas en 13 tipos de cobertura de la tierra de Colombia. En este estudio, se evaluaron cuatro tipos de cobertura localizados en 3348 fragmentos o parches presentes en la Tabla 4, lo que representa el 75,7% del municipio.

Tabla 4*Métricas de área y agregación.*

Grupo	Índices		Clases de fragmentos			
	Métricas	Siglas	Pastos enmalezados	Pastos limpios	Bosque fragmentado	Bosque ripario
Área	Áreas de clases totales	CA/TA	2410,8	2570,85	2994,5	575,7
	Densidad de parches del paisaje	PLAN D	28,1	30	35	6,7
	Parche más grande	LPI	3,5	4,8	11,65	0,5
Aggregation	Número de parches	NP	1144	1182	782	240
	<i>Densidad de parches</i>	PD	13,38	13,8	9,14	2,8
	Área media de los parches	ENN_MN	104,6	107,5	125,6	128,8
	Distancia promedio entre parches vecinos	COHESION	90,4	94,3	97,2	85,8

En términos de composición, se identificaron un total de 3348 parches (NP), pertenecientes a cuatro unidades de coberturas descritos por la leyenda Corine Land Cover. Los pastos son la cobertura con mayor número de parches (NP) y con densidad de parche (PD), como se muestra en las Figuras 3 y 4, NP: 2326 y PD: 27,19 distribuidos así: pastos limpios NP: 1182 y PD: 13,82 y pastos enmalezados NP: 1144 y PD: 13,37. Seguida de la cobertura de bosques con un NP: 1022 y PD: 11,95 que se conforman de Bosque fragmentado NP: 782 y PD: 13,82 y Bosque de galería y ripario NP: 240 y 2,80 de PD.

Figura 3*Número de parches (NP)***Figura 4***Densidad de parches (DP)*

De acuerdo con los índices de áreas de clases totales (CA/TA) y densidad de parches del paisaje (PLAND), presentados en las Figuras 5 y 6, se observa que, en primer lugar, la categoría

de bosque fragmentado destaca como la cobertura predominante, con un área total de 2994,57 ha, representando la mayor extensión en el paisaje. A continuación, se encuentran las clases de pastos enmalezados y pastos limpios, con áreas de 2410,86 ha y 2570,85 ha, respectivamente. En contraste, la cobertura de bosque ripario es considerablemente menor, con una extensión de 575,77 ha.

En términos de PLAND, el bosque fragmentado tiene la mayor densidad de parches, con un valor de 35,02. Esto sugiere una alta fragmentación en esta cobertura, lo que implica que el bosque fragmentado se encuentra dividido en numerosos parches. Por otro lado, los pastos enmalezados y pastos limpios tienen valores de PLAND de 28,19 y 30,06, respectivamente, indicando también una fragmentación significativa, pero menor en comparación con el bosque. El bosque ripario presenta la densidad de parches más baja, con un valor de 6,73, lo que indica que esta cobertura es menos fragmentada y más continua en comparación con las otras.

Figura 5

Índices de áreas de clases totales (CA/TA)

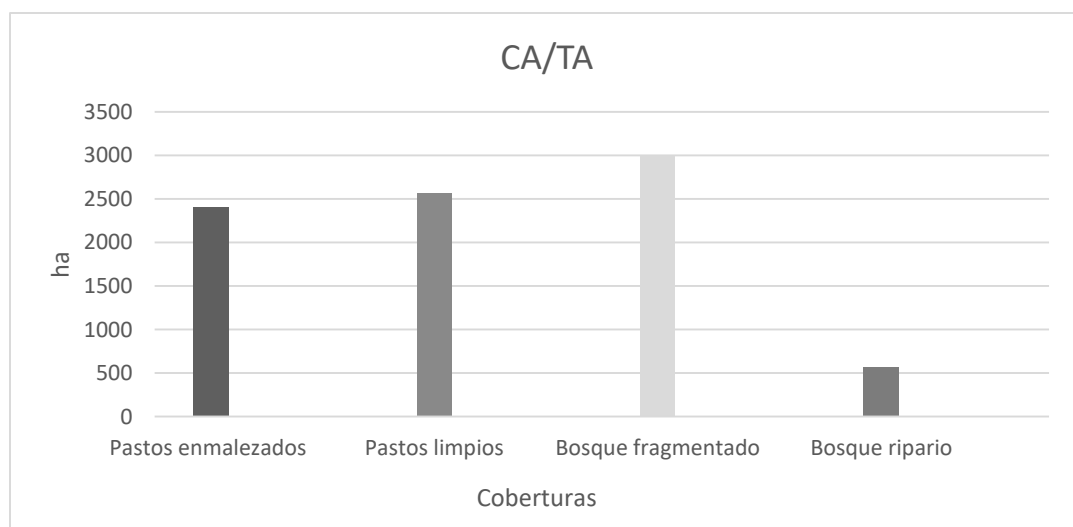
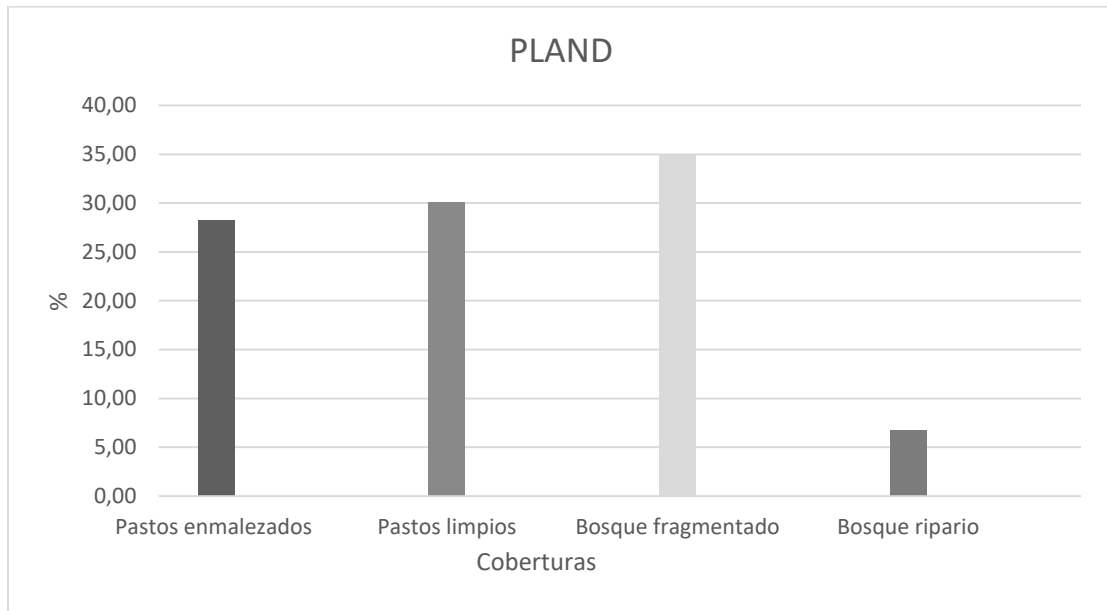
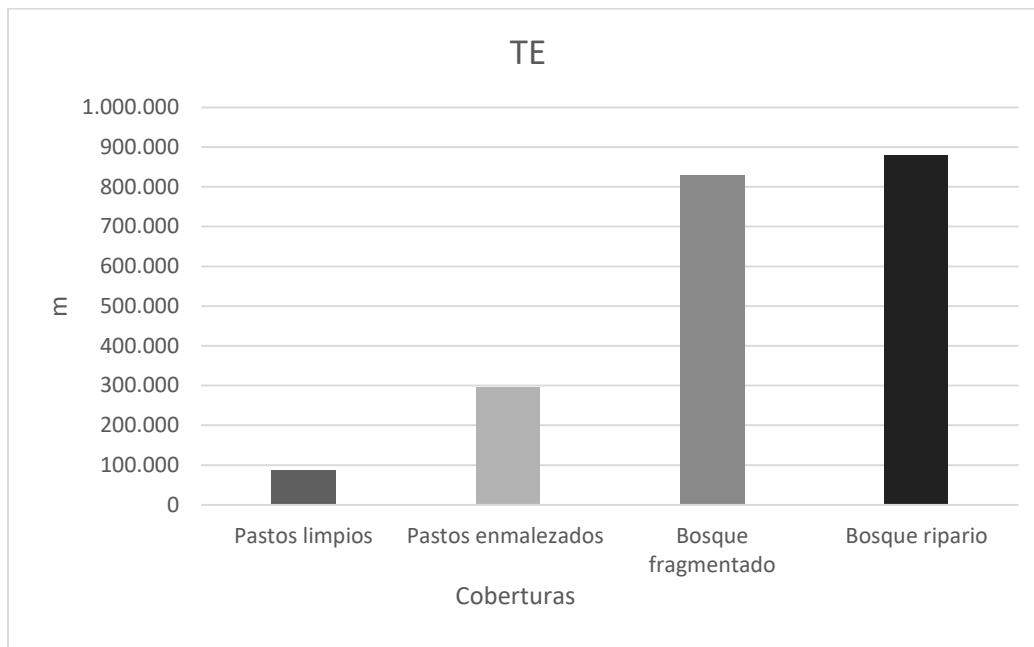


Figura 6

Densidad de parches del paisaje



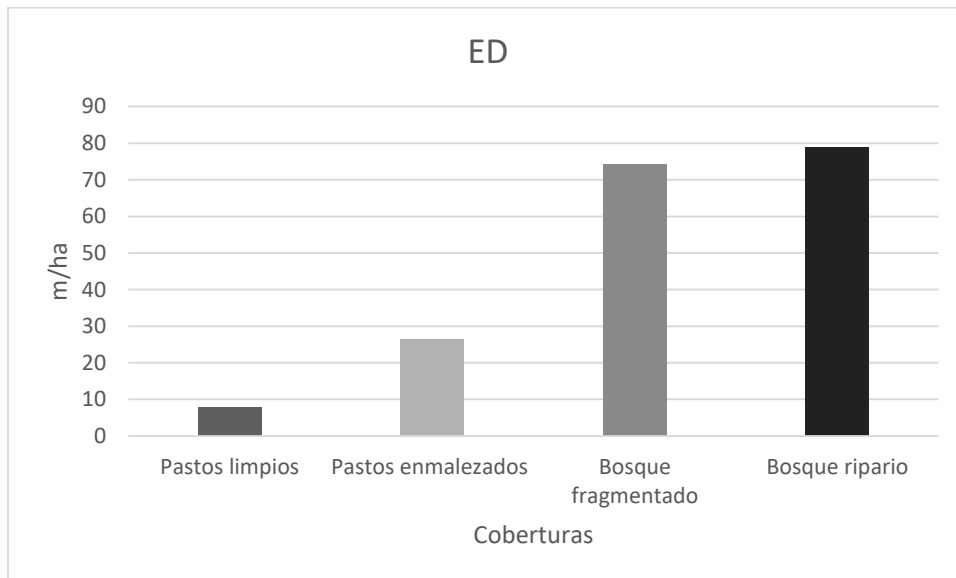
El Total Edge (TE), mostrado en la Figura 7, revela que los bosques riparios y fragmentados tienen la mayor cantidad de borde en el paisaje, con 880.152 y 828.744 m respectivamente, lo que indica una alta fragmentación y una mayor exposición a los efectos de borde en estos tipos de cobertura. Los pastos enmalezados, con 294.252 m de borde, también presentan una fragmentación significativa, aunque menor en comparación con los bosques. En contraste, los pastos limpios tienen la menor suma total de bordes, con 86.814 m, sugiriendo una menor fragmentación relativa y menos impacto de borde.

Figura 7*Total Edge (TE)*

El Índice de Densidad de Borde (ED), representado en la Figura 8, muestra que la cantidad de borde por unidad de área es mayor en los bosques riparios (78,92) y fragmentados (74,31), lo que indica una alta fragmentación y un efecto de borde pronunciado en estas coberturas. Estos valores sugieren que los bosques en estas categorías están expuestos a impactos ecológicos significativos debido a su estructura fragmentada, afectando la calidad del hábitat y los procesos ecológicos. Los pastos enmalezados tienen una densidad de borde intermedia (26,38), reflejando una fragmentación moderada y efectos de borde relativamente notables. En contraste, los pastos limpios presentan la menor densidad de borde (7,78), indicando que están menos fragmentados y tienen un efecto de borde menos pronunciado.

Figura 8

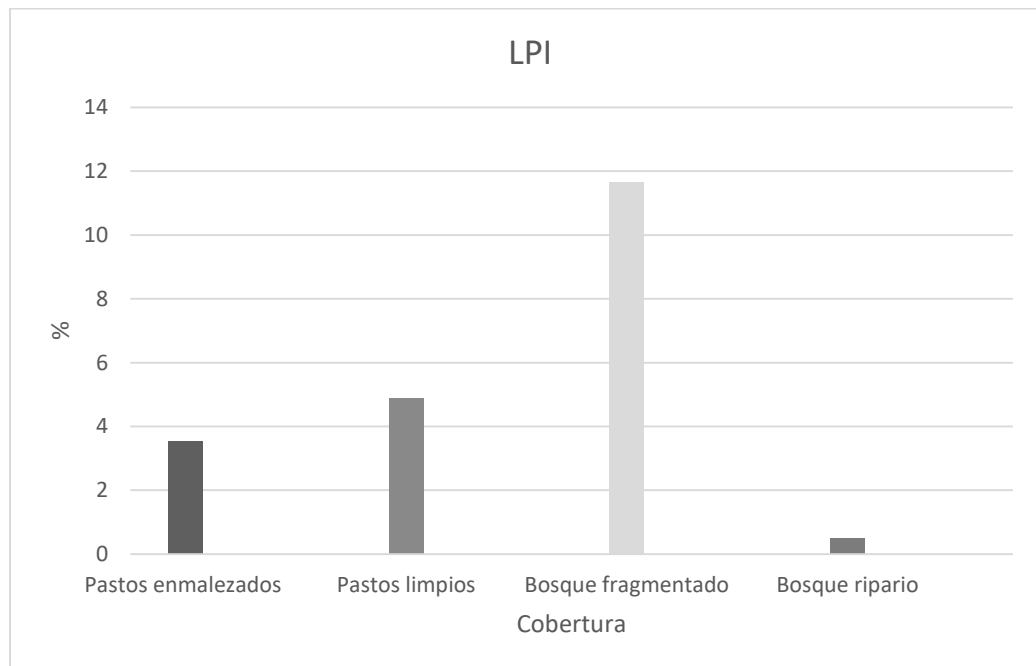
Índice de Densidad de Borde (ED)



Los índices del parche más grande (LPI), representados en la Figura 9, proporcionan información valiosa sobre la distribución y fragmentación de las coberturas. LPI revela que el bosque fragmentado tiene el LPI más alto, con un valor de 11,65. Esto indica que el parche más grande de bosque ocupa una proporción significativa del área total del paisaje, mostrando grandes extensiones continuas de esta cobertura. En comparación, los pastos limpios presentan un LPI de 4,89, que refleja un tamaño considerable del parche más grande, aunque menor que el del bosque. Los pastos enmalezados tienen un LPI de 3,54, señalando también parches grandes, pero con un tamaño inferior al de los pastos limpios. Finalmente, el bosque ripario muestra el LPI más bajo con un valor de 0,50, sugiriendo que los parches de esta clase son significativamente más pequeños en comparación con los otros tipos de cobertura.

Figura 9

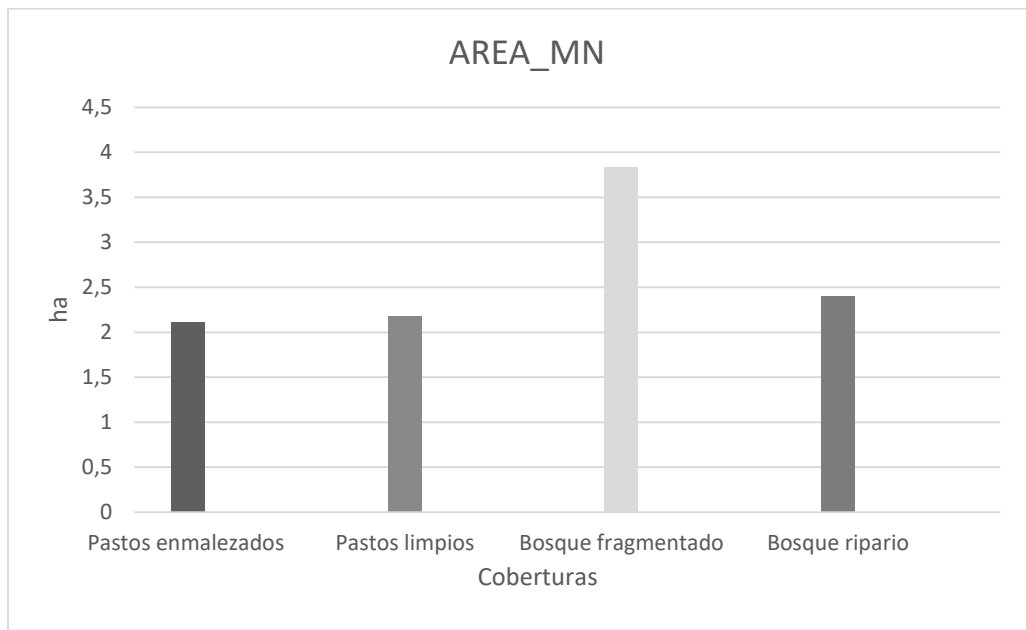
Los índices del parche más grande



En cuanto al índice de área media de los parches (ÁREA_MN), el bosque fragmentado destaca con el valor más alto de 3,83 ha, mostrado en la Figura 10. Esto sugiere que, a pesar de la fragmentación de la cobertura forestal, los parches individuales de esta clase son relativamente grandes en promedio, conservando áreas significativas dentro del paisaje. El bosque ripario tiene un área media de parche de 2,4 ha, lo que indica que sus parches son de tamaño intermedio, más grandes que los de los pastos, pero menores que los del bosque fragmentado. Los pastos enmalezados y pastos limpios presentan valores de ÁREA_MN de 2,17 ha y 2,1 ha, respectivamente. Estos valores muestran que los parches de pastos son menores en promedio en comparación con los bosques, indicando una mayor fragmentación o una distribución más dispersa.

Figura 10

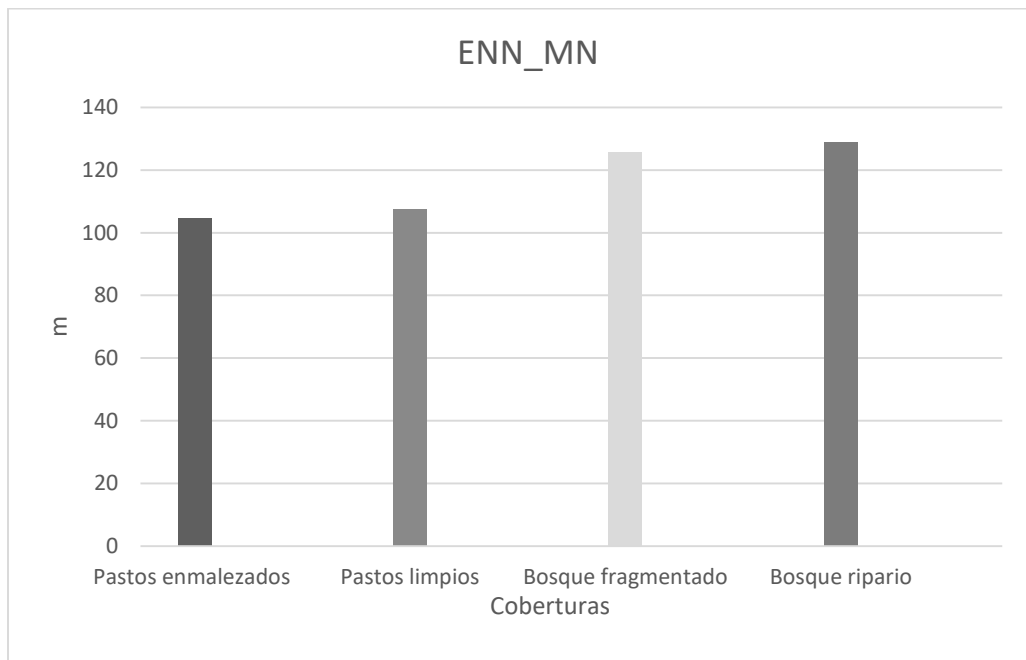
Área media de los parches



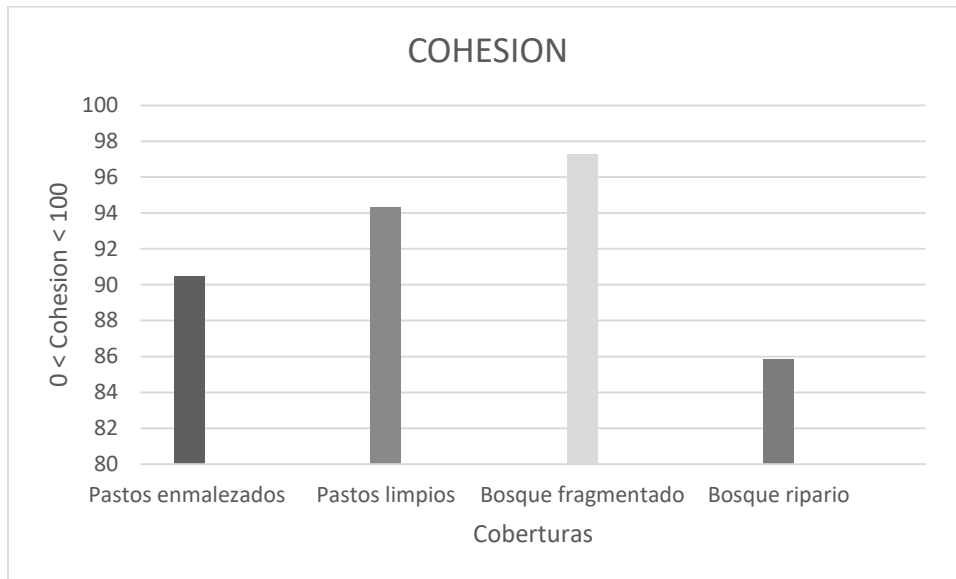
El índice ENN_MN mide la distancia promedio entre parches vecinos de la misma clase. Según los resultados presentados en la Figura 11, el bosque ripario muestra el mayor valor de ENN_MN, con 128,84 m, lo que indica que los parches de esta clase están más dispersos y separados entre sí. A continuación, el bosque fragmentado presenta un valor de ENN_MN de 125,65 m, sugiriendo que sus parches también están relativamente alejados, aunque en menor medida que los del bosque ripario. Por su parte, los pastos limpios y los pastos enmalezados tienen valores de ENN_MN de 107,49 m y 104,59 m, respectivamente, lo que indica que, aunque existe cierta separación entre los parches, estos tipos de pastos presentan una mayor proximidad relativa en comparación con los bosques y el bosque ripario.

Figura 11

Distancia promedio entre parches vecinos



El índice de cohesión mide la conectividad entre los parches de cada clase. Según los resultados presentados en la Figura 12, todas las coberturas muestran una buena conectividad. El bosque fragmentado tiene el índice de cohesión más alto, con un valor de 97,251, lo que indica una conexión favorable entre sus parches. Los pastos limpios y los pastos enmalezados también presentan una buena conectividad, con valores de 94,32 y 90,48, respectivamente. Aunque el bosque ripario muestra el índice de cohesión más bajo, con 85,81, todavía mantiene una conectividad adecuada, aunque con un grado de fragmentación algo mayor en comparación con las otras coberturas.

Figura 12*Índice de cohesión*

En la Tabla 5 se observa que los pastos enmalezados presentan un patrón de paisaje con parches relativamente regulares y una forma de parche que no es excesivamente compleja. Esto se refleja en el índice de forma (SHAPE) de 3,43, que indica formas de parches moderadamente complejas. La fractalidad (FRAC) de 1,24 es relativamente alta, sugiriendo cierta variabilidad en el patrón del paisaje, aunque no excesiva. El índice de circularidad (CIRCLE) de 0,69 indica que los parches tienen una forma poco circular, pero aún irregular. La contigüidad (CONTIG) de 0,65 es relativamente alta, lo que sugiere una conectividad buena entre los parches, lo que puede facilitar la interacción entre áreas. El índice de relación perímetro área (PARA) es de 289,55, lo que indica formas de parches con una relación moderada entre su perímetro y área. La distancia media a los vecinos más cercanos (ENN) de 112,07 es moderada, indicando que los parches están separados por distancias intermedias. Los tamaños de los parches menores 10,58 y mayores 55,39

son bajos, lo que sugiere un paisaje con áreas relativamente pequeñas y algunas más grandes de pastos enmalezados.

En los pastos limpios, PARA es de 316,68, indicando una forma de parches relativamente regular. El SHAPE de 3,64 refleja parches moderadamente complejos. La FRAC de 1,21 es baja, lo que sugiere un patrón de paisaje relativamente simple con moderada variabilidad. El índice de CIRCLE de 0,71 indica que los parches tienen formas relativamente más redondas. El índice de CONTIG de 0,66 es alta, señalando una buena conectividad entre los parches. El ENN de 84,00 es baja, mostrando una separación menor entre los parches. Los tamaños de los parches muestran una gama desde el parche más pequeño de 12,17 hasta el más grande de 418,24, lo que indica la existencia de grandes áreas de pastos limpios que contribuyen a la continuidad del paisaje.

Los bosques fragmentados tienen un índice de PARA de 239,54, indicando formas de parches relativamente regulares. El SHAPE de 3,22 sugieren una forma de parche moderadamente compleja. La FRAC de 1,18 es baja, indicando un patrón general relativamente simple con moderada variabilidad. El índice de CIRCLE de 0,75 es más alto, lo que sugiere que los parches tienen formas relativamente más redondas. El CONTIG de 0,73 es alta, lo que indica una buena conectividad entre los parches. El ENN de 84,00 es baja, mostrando una separación menor entre los parches. Los tamaños de los parches menores 12,17 y mayores 996,48 indican que, a pesar de la fragmentación, existen grandes áreas de cobertura forestal que contribuyen a la continuidad del paisaje.

Los bosques riparios presentan el patrón de paisaje más complejo entre las coberturas analizadas. El PARA de 438,75 es alta, indicando formas de parches relativamente regulares. Sin embargo, el índice SHAPE de 6,56 es el más alto, reflejando formas de parches muy irregulares y

complejas. La FRAC de 1,20 es alta, sugiriendo un patrón del paisaje intrincado y variable. El índice de CIRCLE de 0,88 es el más alto, lo que indica que los parches son relativamente más circulares en comparación con otros tipos de cobertura. El CONTIG de 0,38 es la más baja, sugiriendo una conectividad limitada entre los parches, lo que podría restringir el movimiento de la fauna. El ENN de 179,18 es la más alta, mostrando una separación considerable entre los parches. El tamaño de los parches menores 11,28 es relativamente pequeño, y el tamaño de los parches mayores 43,04 es considerablemente menor que en los bosques fragmentados, lo que indica un paisaje con muchas áreas pequeñas de la cobertura bosque ripario.

Tabla 5

Métricas de shape

Cobertura	PARA	SHAPE	FRAC	CIRCLE	CONTIG	ENN	MINOR PATCH	MAJOR PATCH
Pastos enmalezados	289,55	3,43	1,24	0,69	0,65	112,07	10,58	55,39
Pastos limpios	316,68	3,64	1,21	0,71	0,66	84,00	12,17	418,24
Bosque fragmentado	239,54	3,22	1,18	0,75	0,73	84,00	12,17	996,48
Bosque ripario	438,75	6,56	1,2	0,88	0,38	179,18	11,28	43,04

Junto con la información de las métricas que permitió identificar 3348 fragmentos de coberturas naturales, con superficies que oscilan entre 10,58 y 996,48 ha. Como resultado presente en la Figura 13, se identificaron 27 nodos prioritarios que abarcan un total de 1136,84 ha. Estos nodos, que varían en tamaño desde 10,54 ha hasta 554,24 ha, representan información valiosa para la conectividad del ecosistema local. La priorización de estos fragmentos se basó en criterios de tamaño, viabilidad ecológica y social, así como en la distancia a fragmentos vecinos, lo que

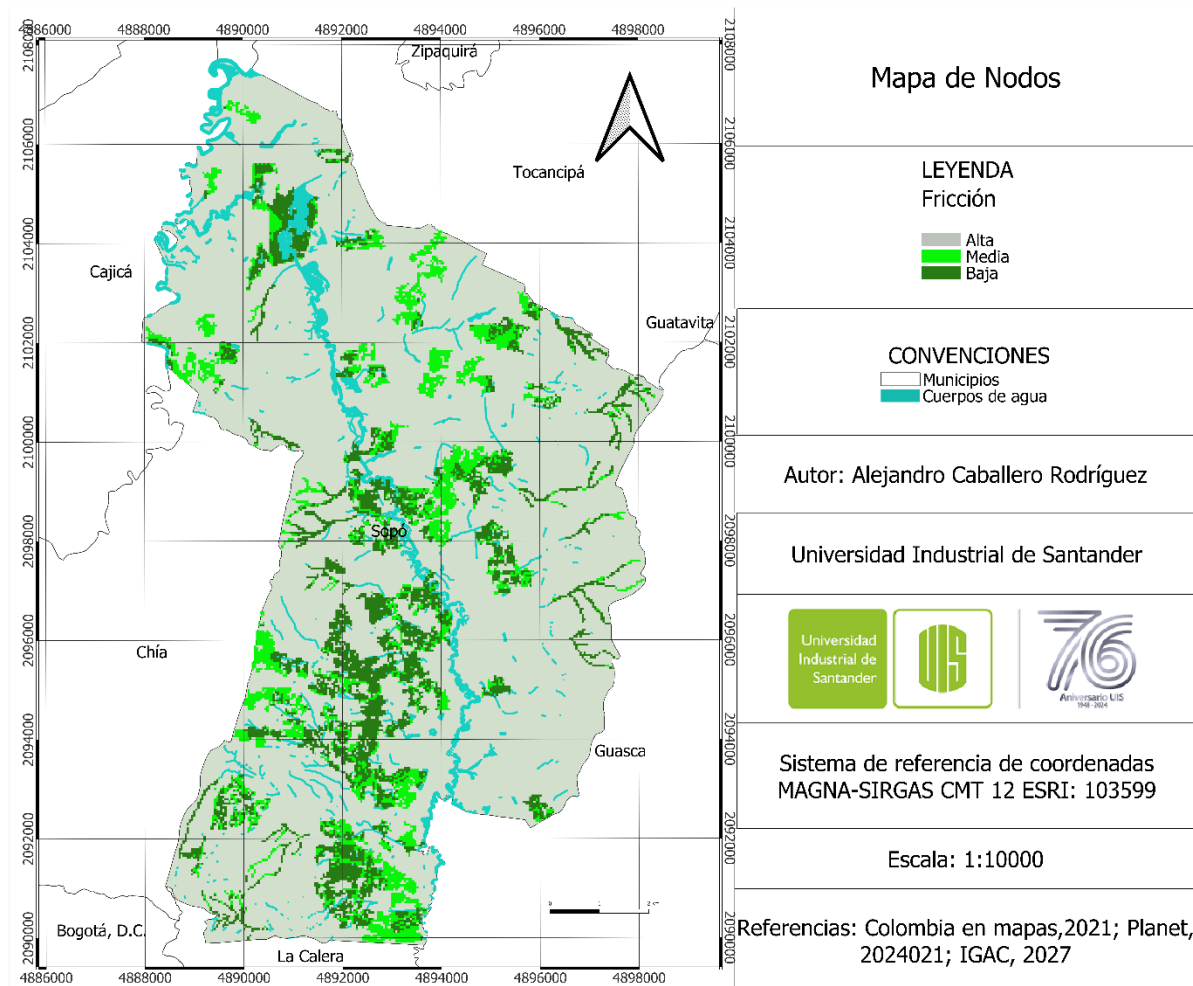
subraya su importancia en el contexto de la conservación. Las veredas con mayor concentración de área para nodos son San Gabriel, con un 31,1%; Mercenario, con un 30,8%; y La Violeta, con un 30,5%. Estas tres veredas destacan al representar casi el 93% de la superficie total, lo que resalta su relevancia para planificar estrategias de conservación.

La identificación de estos nodos es fundamental, ya que representan una porción clave del territorio que puede aprovecharse para fomentar la conectividad ecológica. Esto tiene implicaciones positivas, ya que facilitará el movimiento de especies y la interacción entre ecosistemas, promoviendo así la biodiversidad y la resiliencia ambiental en la región. Sin embargo, es necesario considerar el riesgo de fragmentación, como la conexión de parches con especies invasoras y nativas, así como la presión urbana sobre estos espacios debido a la expansión de zonas residenciales y la ganadería. Estas amenazas podrían comprometer la efectividad de la conectividad si no se implementan medidas de conservación adecuadas. Por lo tanto, la planificación territorial debe ser integral y sostenible.

5.3 Modelamiento de nodos

Figura 13

Mapa modelamiento de nodos



Nota. Mapa de nodos municipio de Sopó, Colombia.

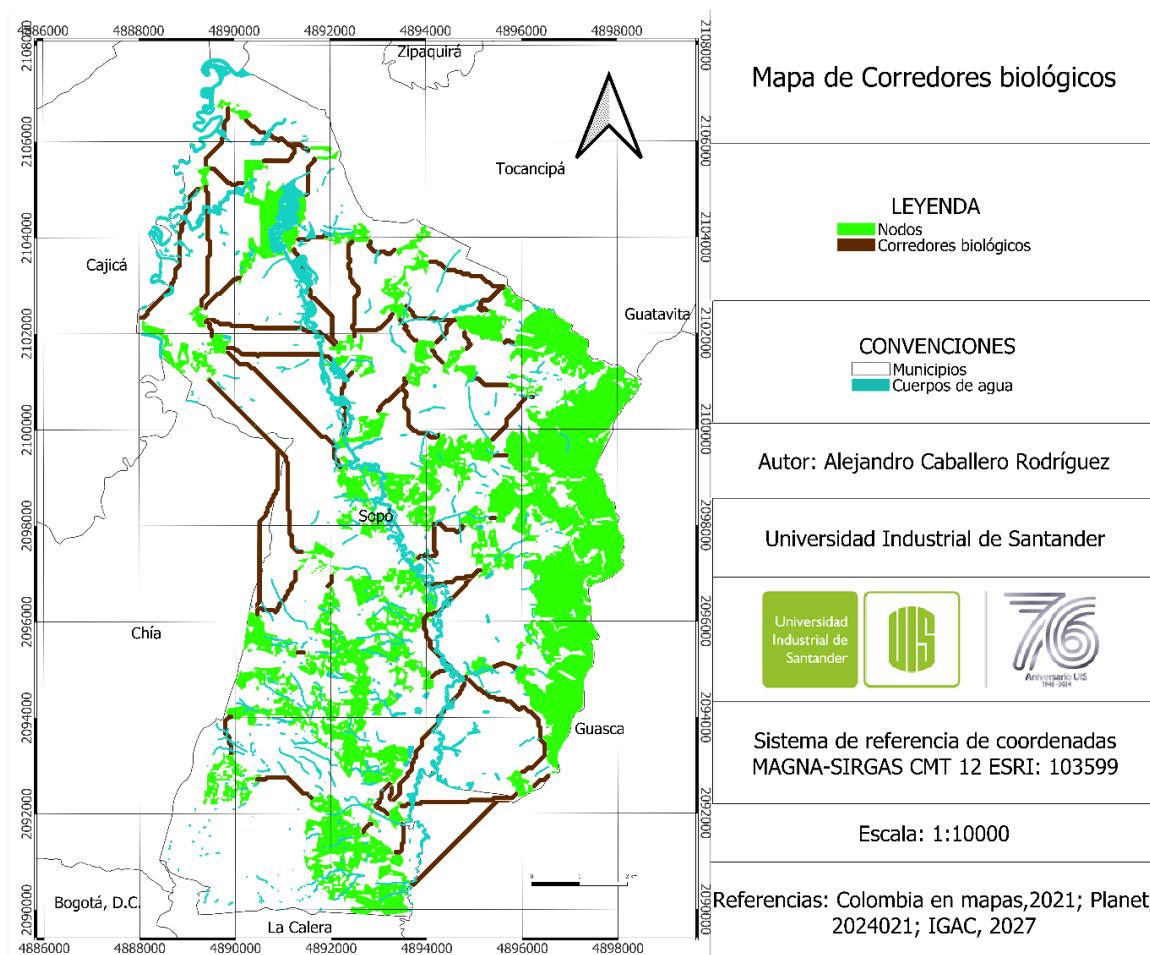
En la Figura 14 se presentan 59 corredores con longitudes que varían entre 42 y 5637 m, sumando un total de 83.123 m, lo que representa un avance significativo hacia la consecución de la conectividad entre los 27 nodos identificados. Es importante señalar que los corredores biológicos son generales, no están específicamente diseñados para una especie particular de fauna,

sino que buscan facilitar el movimiento y la dispersión de diversas especies en general. La implementación de estos corredores biológicos contribuirá a la creación de un paisaje más interconectado, facilitando futuras investigaciones sobre conectividad funcional y el desarrollo de estrategias para mejorar la conectividad en la región.

5.4 Modelamiento de corredores biológicos

Figura 14

Mapa modelamiento de corredores biológicos



Nota. Mapa de corredores biológicos, municipio de Sopó, Colombia.

6 Discusión

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son esenciales para abordar la fragmentación de hábitats provocada por presiones antropogénicas (Popescu et al., 2022). Los estudios de conectividad demuestran que cada aplicación de este marco está sujeta a variabilidad, influenciada por limitaciones en los datos espaciales disponibles, la valoración económica y las diferencias en las características del sitio, así como en la escala espacial y temporal y los objetivos de gestión (Troy & Wilson, 2006).

Este estudio se benefició de datos cruciales para el análisis de la conectividad, que incluyen imágenes satelitales de Planet Scope, información proporcionada por la alcaldía de Sopó y la validación de datos obtenidos en el campo. Una recolección adecuada de datos es fundamental para llevar a cabo una investigación efectiva, ya que los criterios de selección actúan como un filtro que resume una gran cantidad de información en indicadores clave relacionados con temas, áreas y componentes específicos (Escobar, 2006).

El análisis de la cobertura terrestre en Sopó, Cundinamarca, revela un escenario en el que a pesar de que el bosque fragmentado es la cobertura predominante, enfrenta una creciente presión debido a la expansión urbana y al aumento de pastos destinados a la ganadería. Hyseni et al. (2021) destacan que estos cambios subrayan la necesidad de integrar la ecología del paisaje en la gestión de recursos, ya que la conectividad entre fragmentos de hábitat es crucial para la conservación de la biodiversidad y la valoración de los servicios ecosistémicos. Por lo tanto, es imperativo

desarrollar estrategias de conservación que respondan a esta dinámica y promuevan un uso sostenible del territorio.

El estudio realizado por Canales et al. (2024) y los resultados obtenidos en el municipio de Sopó coinciden en identificar un patrón común de actividades antropogénicas que fragmentan el paisaje natural. Según Canales et al. (2024), el uso del suelo para fines urbanos, agrícolas y de pastizales aumentó del 76.56 % en el año 2000 al 78.33 % en 2021, lo que refleja un cambio significativo hacia la urbanización y la conversión de tierras en áreas agrícolas y urbanas. La cobertura natural más afectadas en su estudio fueron los bosques tropicales, con pérdidas de hasta el 75 %. Por su parte, los resultados obtenidos en Sopó muestran una distribución de coberturas, destacando que los pastos cubren el 51.81 % del área total, seguidos por los bosques, con un 37.1 %. Al igual que en el estudio de Canales et al. (2024), las áreas de pastizales y mosaicos agrícolas reflejan un patrón de conversión hacia usos agrícolas y urbanos, mientras que las coberturas forestales muestran una tendencia a la disminución.

La relación de este estudio con los argumentos anteriores indica que la pérdida de bosques es consecuencia de la actividad humana y del uso del suelo destinado a la ganadería, agricultura o expansión urbana. La economía de la región se basa en la producción de leche, lo que ha contribuido a este problema. Actualmente, uno de los principales desafíos en el municipio es la escasez de agua, un fenómeno que puede atribuirse en gran medida a la pérdida de cobertura forestal.

Las métricas de número de parches (NP) y densidad de parches (DP) indican una fragmentación significativa de los ecosistemas en Sopó. Se identifican un total de 3348 parches, siendo los pastos los más predominantes con 2326 parches y una densidad de 27,19, lo que revela

una alteración considerable en la estructura del paisaje. Los bosques, aunque menos numerosos, presentan 1022 parches y una densidad de 11,95. Este hallazgo se alinea con la afirmación de León Mata et al. (2014) sobre la importancia de la fragmentación temporal, sugiriendo que la diversidad podría estar en riesgo si esta tendencia continúa. Además, la disminución en el tamaño medio de los parches resalta un preocupante proceso de descomposición del hábitat, posiblemente exacerbado por actividades productivas. Esto no solo compromete la biodiversidad, sino que también altera las dinámicas ecológicas fundamentales de estas comunidades vegetales.

En la investigación de Mesías & Yurani (2020), los parches reflejan un mayor aislamiento entre ellos, generando fragmentos de formas muy irregulares. Estos parches alargados son menos efectivos para la conservación de los recursos internos. Sin embargo, en este estudio se observa una situación diferente: los parches de bosque son relativamente regulares y muestran buena conectividad en casi todas las coberturas naturales, a excepción de los bosques riparios, que son más complejos y están más fragmentados. El bosque fragmentado y ripario obtuvo el mayor valor de densidad de borde, lo que sugiere que la forma de la parcela puede influir en la distribución de los árboles y en su respuesta a factores como la edad y las perturbaciones (Rozas & Martínez, 2005). Esta alta densidad de borde está relacionada con efectos adversos de la fragmentación, que inhiben el movimiento de ciertas especies (Paja & Sánchez, 2023).

En el presente estudio de modelamiento, se identificaron 27 nodos prioritarios que abarcan un total de 1,136.84 ha, y se proponen 59 corredores. La modelación realizada por Zuluaga et al. (2017) de la red ecológica de conectividad permitió identificar 21 nodos, cuyos resultados son similares a los encontrados en este documento, interconectados mediante 31 enlaces. La selección de nodos centrales en fragmentos es fundamental para el sostenimiento a largo plazo de la red

ecológica y sus procesos biológicos, ya que fomenta la conservación de diversas fuentes y sumideros de poblaciones en los fragmentos de bosque. Además, al considerar la ruta de menor costo entre los nodos y sus vecinos más cercanos, se concluye que cuanto más próximos estén los parches y más componentes arbóreos existan para facilitar su conexión, mayor será la capacidad de las especies para moverse a través del paisaje, lo que a su vez reduce los efectos del aislamiento (Debinski & Holt, 2000).

7. Conclusiones

Los resultados presentados demuestran que la conectividad del paisaje, evaluada mediante la metodología propuesta, es una herramienta valiosa para valorar y comparar dicha conectividad. Estos hallazgos son alentadores para la aplicación o el seguimiento de investigaciones relacionadas con este tema en el municipio.

El análisis de las métricas del paisaje revela que el paisaje del municipio de Sopó se encuentra en un estado de fragmentación. Sin embargo, esto no implica que las posibilidades de conectividad sean limitadas. De hecho, los parches de bosque fragmentado son los más extensos, y las distancias entre ellos y otras coberturas naturales son relativamente cortas. Por otro lado, el índice de cohesión proporciona datos favorables sobre la conexión entre los diferentes parches.

La fragmentación del paisaje en esta región está siendo impulsada principalmente por las actividades humanas, especialmente la ganadería. Estas prácticas han conducido a la

transformación de vastas áreas de bosques y ecosistemas naturales en pastizales y tierras agrícolas, lo que está generando una pérdida significativa de hábitats y contribuyendo a la fragmentación de los ecosistemas, con implicaciones negativas para la biodiversidad.

Los nodos y corredores biológicos propuestos en el modelado son herramientas clave para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en el municipio de Sopó. Estos corredores no solo facilitan el desplazamiento de especies, sino que también contribuyen a la resiliencia del ecosistema frente a las presiones antropogénicas. El reto principal radica en implementar estrategias de conservación que integren estos nodos dentro de un desarrollo municipal sostenible.

La planificación territorial deberá equilibrar las necesidades de crecimiento urbano con la protección de los recursos naturales, garantizando así la permanencia de los servicios ecosistémicos esenciales para el bienestar de la comunidad y la conservación de la biodiversidad a largo plazo. Para lograr una conservación efectiva, será necesario diseñar estrategias que favorezcan la coexistencia de los ecosistemas con las actividades humanas. Esto no solo implica proteger los nodos, sino también fomentar la creación de políticas ambientales que minimicen el impacto de las urbanizaciones y la infraestructura en los espacios naturales, al mismo tiempo que promuevan la concientización y participación activa de la comunidad en la conservación del entorno.

8. Recomendaciones

Se recomienda llevar a cabo un análisis de la estructura funcional o ecología funcional en el municipio de Sopó. Este enfoque permitirá fortalecer el criterio del estudio presentado y ofrecer información detallada sobre la biodiversidad local, las interacciones ecológicas y estrategias de conservación.

Priorizar una especie endémica en el diseño y fortalecimiento de corredores ecológicos. Al centrarse en las necesidades específicas de esta especie, se puede asegurar que los corredores sean efectivos para su conservación y promover la conectividad entre hábitats.

Se sugiere que la Alcaldía de Sopó considere la propuesta presentada y, si se ejecuta, trabaje en estrecha colaboración con la comunidad para implementar los resultados de este estudio. Fomentar la participación activa de los habitantes en la conservación del medio ambiente no solo promoverá un sentido de pertenencia, sino que también garantizará que las iniciativas se adapten a las realidades locales. Es esencial desarrollar programas de educación ambiental y sensibilización para asegurar que los esfuerzos de conservación sean sostenibles y efectivos a largo plazo.

Referencias Bibliográficas

- Adler, K., & Jedicke, E. (2022). Landscape metrics as indicators of avian community structures – A state of the art review. In *Ecological Indicators* (Vol. 145). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109575>
- Alvarado, A., Guajardo, F., & Devia, S. (2014). Manual de Plantación de Árboles en Áreas Urbanas. Editorial e Imprenta Maval Ltda. https://cultivandoflores.com/wp-content/uploads/2020/06/Guía-para-Plantar-Arboles-en-la-Ciudad-PDF-CultivandoFlores.Com_.pdf
- Auffret, A. G., Rico, Y., Bullock, J. M., Pakeman, R. J., Soons, M. B., Suárez-Esteban, A., Traveset, A., Wagner, H. H., & Cousins, S. A. O. (2017). Plant functional connectivity-integrating landscape structure and effective dispersal. In *Source: Journal of Ecology* (Vol. 105, Issue 6).
- Bennett, A. F. (2003). Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. <https://doi.org/10.2305/iucn.ch.2004.fr.1.en>
- Brumberg, H., Beirne, C., Broadbent, E. N., Almeyda Zambrano, A. M., Almeyda Zambrano, S. L., Quispe Gil, C. A., Lopez Gutierrez, B., Eplee, R., & Whitworth, A. (2021). Riparian buffer length is more influential than width on river water quality: A case study in southern Costa Rica. *Journal of Environmental Management*, 286, 112132-. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112132>
- Calabrese, J. M., & Fagan, W. F. (2004). A Comparison-Shopper's Guide to Connectivity Metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(10), 529–536. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0529:ACGTTCM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0529:ACGTTCM]2.0.CO;2)
- Calderón-Caro, J., & Benavides, A. M. (2022). Deforestation and fragmentation in the most biodiverse areas in the Western Cordillera of Antioquia (Colombia). *Biota Colombiana*, 23(1). <https://doi.org/10.21068/2539200X.942>

- Canales, E. C., López, F. L., Cruz, B., Peña, K. P., & Téllez, J. T. (2024). Fragmentación y pérdida de conectividad en la microcuenca estero El Salado, México (2000-2021) [University of Guadalajara]. <https://doi.org/10.22201/ciga.9786073087629e.2024>
- CAR. (2018). Actualización POMCA Rio Garagoa. <https://doi.org/900.877.556-1>
- CAR (2020). Diagnóstico de alternativas y selección de estrategias para promover la producción más limpia, gestión del desarrollo sostenible y la implementación de las buenas prácticas agropecuarias (BPA) en la jurisdicción CAR. CAR Cundinamarca. <https://www.car.gov.co/uploads/files/5f5ba6a73a9d6.pdf#page=341&zoom=100,109,762>
- Colorado Zuluaga, Gabriel Jaime, Vásquez Muñoz, Jorge Luis, & Mazo Zuluaga, Ingrid Natalia. (2017). modelo de conectividad ecológica de fragmentos de bosque andino en santa elena (medellín, colombia). Acta Biológica Colombiana, 22(3), 379-393. <https://doi.org/10.15446/abc.v22n3.63013>
- Cruz Cuellar, H. (2017). Análisis Espacial Multicriterio para el estudio de la distribución y conectividad estructural de aves del Bosque Seco Tropical (BST) del Tolima. Universidad Nacional de Colombia. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/64776>
- Dialnet-CineYGeografia-2519817_1.
- Gamir Orueta, A., & Valdés, C. M. (2007). Cine y Geografía: espacio geográfico, paisaje y territorio en las producciones cinematográficas. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, 45, 157–190.
- Debinski, D., & Holt, R. (2000). A survey and overview of habitat fragmentation experiments. Biology conservation, 14, 342-355.
- De La Barrera, f., Reyes-Paezcke, s., & Meza, L. (2011). Análisis del paisaje para la evaluación ecológica rápida de alternativas de relocalización de una ciudad devastada. Revista chilena de historia natural, 84(2), 181-194. <https://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2011000200004>
- De León Mata, G. D., Álvarez, A. P., & Guerrero, J. H. M. (2014). Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México. Investigaciones Geográficas Boletín del Instituto de Geografía, 0(84). <https://doi.org/10.14350/rig.36568>

- Escamilla, B. A., & López, Á. L. (2017). Zonas con potencial agroturístico en la región citrícola de Nuevo León, México: un análisis a partir del álgebra de mapas. *Cuadernos de Turismo*, 39, 17. <https://doi.org/10.6018/turismo.39.290371>
- Escobar, L. (2006). Indicadores sintéticos de calidad ambiental: un modelo general para grandes zonas urbanas. *EURE* (Santiago), 32(96). <https://doi.org/10.4067/s0250-71612006000200005>
- Galindo Aguilar, Rosa Elena, Pérez Hernández, María Jesús, Reynoso Santos, Roberto, Rosas-Rosas, Octavio, & González Gervacio, Catalina. (2019). Cambio de uso de suelo, fragmentación del paisaje y la conservación de *Leopardus pardalis* Linnaeus
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Hector TS, Carr MH & Zwick PD. 2000. Identifying a linked reserve system using a regional landscape approach: the Florida ecological network. *Conservation Biology* 14(4): 984-1000.
- Hernández, C. H. (2020). Priorización Multi-Nivel De Sitios Para Restauración En Un Paisaje Severamente Transformado En El Centro-Sur De Chile [Magíster, Universidad de Concepción]. <http://repositorio.udec.cl/handle/11594/539>
- Hyseni, C., Heino, J., Bini, L. M., Bjelke, U., & Johansson, F. (2021). The importance of blue and green landscape connectivity for biodiversity in urban ponds. *Basic And Applied Ecology*, 57, 129-145. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.10.004>
- Jiang, D., Ji, X., Wang, D., & Liu, P. (2023). Spatiotemporal changes in land use and landscape fragmentation in coastal plain areas-A case study of Yancheng City, China. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fsufs.2023.1105897/full>
- Layton, D., & Ruiz, M. (2023). Análisis del impacto a los ecosistemas de la subcuenca del Caño Yamus, Bajo Ariari, por el cambio en el uso del suelo entre 2002 y 2020. <https://hdl.handle.net/20.500.14625/22515>
- Lausch, A., Blaschke, T., Haase, D., Herzog, F., Syrbe, R. U., Tischendorf, L., & Walz, U. (2015). Understanding and quantifying landscape structure - A review on relevant process

- characteristics, data models and landscape metrics. *Ecological Modelling*, 295, 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.018>
- Li, J., Zhou, K., Xie, B., & Xiao, J. (2021). Impact of landscape pattern change on water-related ecosystem services: Comprehensive analysis based on heterogeneity perspective. *Ecological Indicators*, 133. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108372>
- Lozano, L., Gómez, F., Valderrama, S. (2011). Estado de fragmentación de los bosques naturales en el norte del departamento del Tolima-Colombia. Universidad del Tolima. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3944231>
- McRae BH, Kavanagh DM. 2011. Linkage Mapper Connectivity Analysis Software. The Nature Conservancy, Seattle, WA. Available from <https://linkagemapper.org>.
- Mas, J.-F. (2022). Cómo usar Google Earth Engine y no fallar en el intento. *Revista Cartográfica*, 106, 173–174. <https://doi.org/10.35424/rcarto.i106.3374>
- McGarigal, K., & Marks, B. J. (1995). FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. <https://doi.org/10.2737/pnw-gtr-351>
- Mears, M., Brindley, P., Jorgensen, A., Ersoy, E., & Maheswaran, R. (2019). Greenspace spatial characteristics and human health in an urban environment: An epidemiological study using landscape metrics in Sheffield, UK. *Ecological Indicators*, 106. <https://doi.org/10.1016/j>
- Montenegro, D. M. (2018). Análisis de la evolución del valor agregado del municipio de Sopó. <http://hdl.handle.net/10818/33812>
- Murrieta, E., Finegan, B., Delgado, D., Róger, V. S., & Joaquín, C. A. J. (2007, 1 agosto). Propuesta para una red de conectividad ecológica en el Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca, Costa Rica. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/6741>
- Soga, M., & Gaston, K. J. (2020). The ecology of human–nature interactions. *Proceedings Of The Royal Society B Biological Sciences*, 287(1918), 20191882. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.1882>
- Slattery, Z., & Fenner, R. (2021). Spatial Analysis of the Drivers, Characteristics, and Effects of Forest Fragmentation. *Sustainability*, 13(6), 3246. <https://doi.org/10.3390/su13063246>
- Olave, F. A. (2019). Comprendiendo la historia geológica local con los estudiantes de grado 701 : para la conservación de la biodiversidad del Parque Ecológico Pionono del municipio de Sopó, Cundinamarca.. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/20.500.12209/10131>.

- Orueta, A. G., & Valdés, C. M. M. (2007). Cine y Geografía: espacio geográfico, paisaje y territorio en las producciones cinematográficas. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 45, 157-190. <https://dialnet.unirioja.es/download/articulo/2519817/1.pdf>
- Páez Nieto, C. (2014). Análisis de los factores en la toma de decisión de los agricultores del municipio de Sopó (Cundinamarca) en la comercialización de sus productos. *Uniandes*. Disponible en: <http://hdl.handle.net/1992/19618>
- Paja, J. A. C., & Sánchez, A. C. (2023b). Uso de los SIG en la zonificación ambiental de las canteras de arcilla en la vereda Pueblillo, del municipio de Popayán-Cauca. *Revista Novedades Colombianas*, 18(1). <https://doi.org/10.47374/novcol.2023.v18.2300>
- Planet. (2024). European Space Agency. Earth Online. <https://earth.esa.int/eogateway/missions/planetscope>
- Pérez Servio, Flamenco, A. F., Rangel, J. R., José, & Levy, S. L. (2008). Estructura y conectividad del paisaje en el área de Nueva Palestina, Chiapas. <http://ecosur.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1017/1720>
- Popescu, O.-C., Tache, A.-V., & Petrișor, A.-I. (2022). Methodology for identifying ecological corridors: A spatial planning perspective. *Land*, 11(7), 1013.
- Rojas, I. M., Pidgeon, A. M., & Radeloff, V. C. (2020). Restoring riparian forests according to existing regulations could greatly improve connectivity for forest fauna in Chile. *Landscape and Urban Planning*, 203, 103895-. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103895>
- Ramírez, A. (2017). Acompañamiento Técnico En La Actualización Del Plan De Manejo Ambiental De La Reserva Forestal Protectora De Pionono, Ubicada En Los Municipios De Sopó Y Tocancipá, Cundinamarca. <http://smtp.car.gov.co/handle/11349/6900>
- Rave, P., & Iván, J. (2017). Heurística inspirada en el análisis sistémico del “Vecino más cercano”, para solucionar instancias simétricas TSP, empleando una base comparativa multicriterio. <https://doi.org/10.3390/land11071013https://repositorioslatinoamericanos.uchile.cl/handle/2250/582892?show=full>

- Reales, D. P., Sierra, S. J. C., & Matos, L. M. M. (2020). Métodos de investigación cualitativa. Fundamentos y aplicaciones. <https://doi.org/10.21676/9789587463033>
- Rodríguez-Echeverry, J., & Leiton, M. (2021). Pérdida y fragmentación de ecosistemas boscosos nativos y su influencia en la diversidad de hábitats en el hotspot Andes tropicales. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92(0), 923449. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3449>
- Romanillos, G., Robazza, G., & Lovato, F. (2024). A fragmented world: mapping the global extent of Anthropogenic Landscape Fragmentation. *Journal of Maps*, 20(1). <https://doi.org/10.1080/17445647.2024.2307539>
- Rong-Ming, H., Du, S., Peng-Fei, L., Yan-Zi, Y., Rui-Zhe, W., & Kun-Yang, T. (2021). Analysis of landscape fragmentation and driving forces in semi-arid ecologically fragile regions based on the moving window method. *Journal of agricultural resources and environment*, 38(3), 502-. <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0490>
- Rozas, V., & Martínez, J. J. C. (2005). Técnicas de análisis espacial de patrones de puntos aplicadas en ecología forestal. Dialnet. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=1128433>
- Rusli, N., Majid, M. R., & Din, A. H. M. (2014). Google Earth's derived digital elevation model: A comparative assessment with Aster and SRTM data. *IOP Conference Series Earth And Environmental Science*, 18, 012065. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/18/1/012065>
- Rubio, L., & Saura, S. (2012). Assessing the importance of individual habitat patches as irreplaceable connecting elements: An analysis of simulated and real landscape data. *Ecological Complexity*, 11, 28-37. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2012.01.003>
- Troy, A., & Wilson, M. A. (2006). Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological Economics*, 60(2), 435-449. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.04.007>
- Uroy, L., Ernoult, A. & Mony, C. (2019). Effect of landscape connectivity on plant communities: a review of response patterns. *Landscape Ecol* 34, 203–225 (2019). <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00771-5>

- Vílchez, B., & Ortega Rivera, M. (2013). Ecología del paisaje y caracterización de la cobertura forestal de la microcuenca del Río La Balsa, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 10(25), 13–25.
- Zhang, Y., Yin, H., Zhu, L., & Miao, C. (2021). Landscape fragmentation in qinling–daba mountains nature reserves and its influencing factors. *Land*, 10(11). <https://doi.org/10.3390/land10111124>
- Zuluaga, G. J. C., Muñoz, J. L. V., & Zuluaga, I. N. M. (2017). Modelo de conectividad ecológica de fragmentos de bosque andino en Santa Elena Medellín, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 22(3), 379-393. <https://doi.org/10.15446/abc.v22n3.63013>
- Zotano, J. G., & Chueca, P. R. (2010). Marco conceptual y metodológico para los paisajes españoles: Aplicación a tres escalas espaciales. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=460914>
- Zurita, G. A., & Bellocq, I. (2007). Pérdida y fragmentación de la Selva Paranaense: efectos sobre las aves rapaces diurnas. *El Hornero*, 22(2), 141-147. <https://doi.org/10.56178/eh.v22i2.759>

