



UNIVERSIDAD DISTRITAL  
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



<https://doi.org/10.14483/2256201X.21956>


ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN

ISSN 0120-0739 • e-ISSN 2256-201X


## Identificación de áreas prioritarias para conectar fragmentos boscosos en una zona de los Andes, Colombia

### Identifying Priority Areas for Connecting Forest Fragments in an Area of the Andes, Colombia

Alex Javier Carvajal Ortiz <sup>ab</sup>, Brayan Armando Romero Ramírez <sup>a</sup>,  
Sandra Milena Díaz-López <sup>a</sup>, Sergio Bolívar-Santamaría <sup>c</sup>

a Instituto de Proyección Regional y Educación a Distancia (IPRED). Universidad Industrial de Santander- sede Málaga. Málaga, Colombia. 

b Agencia Espacial de Colombia, Bogotá D.C., Colombia.

c Leibniz-Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF), Müncheberg, Germany. 

**Recibido:** 4 de marzo de 2024

**Aceptado:** 10 de septiembre de 2024

**Citación:** Carvajal Ortiz, A. J., Romero Ramírez, B. A., Díaz-López, S. M., & Bolívar-Santamaría, S. (2025). Identificación de áreas prioritarias para conectar fragmentos boscosos en una zona de los Andes, Colombia. *Colombia Forestal*, 28(1), e21956. <https://doi.org/10.14483/2256201X.21956>

---

### Highlights

- El estudio detallado del paisaje andino es relevante para la ordenación territorial.
- La agroforestería representa una alternativa para mejorar la conectividad.
- La gestión del paisaje debe tener enfoque ecológico y socioeconómico.
- Las comunidades locales son clave para estudiar el paisaje y proyectar acciones.
- Las áreas protegidas locales cumplen un papel crucial en la conectividad del paisaje.

---

### Resumen

Los Andes tropicales son un *hotspot* de biodiversidad, pero la fragmentación de sus paisajes por cambios en el uso del suelo hacia la ganadería y la agricultura ha causado la pérdida de servicios ecosistémicos. Este estudio identificó áreas clave para reconectar fragmentos de bosque en la cordillera oriental de Colombia y mejorar la conectividad de la Reserva Natural de la Sociedad Civil La Llanada. Se realizaron clasificaciones de coberturas y se estimaron métricas de fragmentación y conectividad, utilizando un análisis multicriterio para priorizar áreas a conectar con sistemas agroforestales. La matriz del paisaje muestra una cobertura

de bosque denso (Bd), con 135 fragmentos de un total de 1227 identificados. Aunque el Bd tiene continuidad espacial, los parches son irregulares, lo que afecta la conectividad. La metodología propuesta ayuda a definir zonas prioritarias para implementar sistemas agroforestales, mejorando la conectividad y la conservación entre fragmentos de bosque.

**Palabras clave:** agroforestería, comunidades locales, ecología del paisaje, fragmentación, Makurhini.

### Abstract

The tropical Andes are a biodiversity hotspot, but the fragmentation of their landscapes due to land use changes towards livestock farming and agriculture has led to the loss of ecosystem services. This study identified key areas to reconnect forest fragments in the eastern mountain range of Colombia and improve the connectivity of La Llanada Natural Civil Society Reserve. Coverage classifications were performed, and fragmentation and connectivity metrics were estimated, employing multicriteria analysis to prioritize the areas to be connected through agroforestry systems. The landscape matrix shows a dense forest cover (Bd), with 135 fragments out of 1227 identified. Although the Bd exhibits spatial continuity, the patches are irregular, affecting connectivity. The proposed methodology aids in defining priority zones for implementing agroforestry systems, enhancing connectivity and conservation between forest fragments.

**Keywords:** agroforestry, local communities, landscape ecology, fragmentation, Makurhini.

## INTRODUCCIÓN

Los Andes tropicales son reconocidos como *hotspots* debido a la gran biodiversidad que albergan y por ser clave en la conservación de una enorme riqueza biológica; poseen el 6.7 % de especies vegetales y el 5.7 % de vertebrados endémicos de todo el mundo (Myers *et al.*, 2000). Colombia cuenta con el 23 % del área de los Andes en Sudamérica (Agudelo Henríquez & Armenteras Pascual 2017). Entre los ecosistemas más fragmentados del país se encuentran los bosques montanos andinos, subandinos y secos; solo queda aproximadamente el 41 % de la extensión original de los bosques andinos, y solo un 4.5 % está cobijado por el sistema nacional de áreas protegidas (Armenteras Pascual *et al.*, 2003). Estas áreas han sido afectadas por la tala indiscriminada de árboles, la agricultura, la ganadería y la urbanización, lo que ha degradado y reducido los ecosistemas forestales de manera significativa en la región (Lewis *et al.*, 2015; Taubert *et al.*, 2018). En las zonas de montaña del país, la deforestación se concentra en áreas remotas, frecuentemente cerca a los páramos y las áreas urbanas, donde influyen la actividad económica, la pendiente y las áreas protegidas (Armenteras Pascual *et al.*, 2011).

El impacto por la actividad antrópica en los bosques andinos se ha hecho evidente entre 1970 y 2015, lo que se traduce en la degradación y la fragmentación de estos ecosistemas, principalmente en la Cordillera Oriental de Colombia (Correa Ayram *et al.*, 2020). Para esta zona, se ha evidenciado que los rasgos funcionales como la densidad de la madera pueden verse influenciados por la proximidad, la forma y el tamaño de los parches (Rodríguez-Alarcón *et al.*, 2018). La fragmentación del paisaje altera los ciclos biogeoquímicos; disminuye la riqueza y la abundancia de especies de flora y fauna, limitando el flujo genético dentro de las metapoblaciones (Farina, 2022); y afecta la conectividad estructural del paisaje y los servicios ecosistémicos que este brinda al ser humano, comprometiendo su bienestar al limitar la polinización de cultivos, la calidad

y cantidad del suministro de agua, la conservación del suelo y la provisión de bienes (Noh *et al.* 2022; Farina, 2016; Gustafsson *et al.*, 2004; Johansson & Ehrlén, 2003).

Teniendo en cuenta que los bosques andinos de Colombia se encuentran amenazados (Etter Rothlisberger *et al.*, 2017), es importante estudiar cómo mejorar la conectividad entre remanentes de bosque a escala de paisaje, así como estimar el grado de fragmentación de las áreas protegidas o de conservación presentes en la zona de estudio. Debido a que la conexión de los parches de bosque del paisaje facilita la dispersión de los organismos, y a su vez el flujo de materia y energía de una zona a otra, los esfuerzos actuales por mejorarla y mantenerla son claves para conservar los ecosistemas (Saura Martínez & de la Fuente, 2017). Entre estos esfuerzos resaltan las áreas protegidas de iniciativa privada con enfoque productivo y de conservación, como lo son las Reservas Naturales de la Sociedad Civil (RNSC). Este estudio aporta información base para la toma de decisiones, identificando áreas prioritarias para la implementación de sistemas agroforestales que mejoren la conectividad entre remanentes de bosque, beneficiando así a la comunidad, los procesos ecológicos y los servicios ecosistémicos de una zona de los Andes nororientales (Vagge *et al.*, 2024). Los sistemas agroforestales contribuyen a disminuir la distancia entre fragmentos de bosque aislados y permiten la movilidad de especies, facilitando la dispersión y la resiliencia del paisaje (Haggard *et al.*, 2019) y promoviendo una agricultura compatible con la conservación (Chandler *et al.*, 2013).

## METODOLOGÍA

### Área de estudio

El área de estudio se ubica en el municipio de Concepción (departamento de Santander, Colombia) y tiene aproximadamente 5385 ha. Es un bosque húmedo montano bajo (bh-MB) que cuenta con una humedad relativa de 80 %. Su temperatura oscila entre 12 y 18 °C, y su precipitación media anual es de 1640 mm (Departamento de Santander & Universidad Industrial de Santander, 2011). Los límites de esta zona se definieron teniendo en cuenta el rango altitudinal de la RNSC La Llanada (2300-3100 m). Esta área de conservación y uso sostenible posee información de estructura, composición florística y de fauna, por lo cual se considera estratégica en la promoción de la sostenibilidad local del municipio. La delimitación se realizó con base en curvas de nivel, para lo cual se usó el modelo digital de elevación de la misión Alos Palsar, con una resolución de 12.5 x 12.5 m (NASA, 2022).

### Recopilación de datos

Como insumos para la clasificación supervisada y la estimación de medidas de textura, desde PlanetScope se descargó una imagen satelital con una resolución espacial de 3 x 3 m del 22 de mayo del 2022. La imagen ya se encontraba ortorrectificada y radiométricamente corregida, y contaba con correcciones atmosféricas y geométricas (Frazier & Hemingway, 2021). Todos los análisis y estimaciones de índices se realizaron mediante el *software* R versión 2022.02.0+443 (RStudio Team, 2021).

Se realizaron recorridos de campo en el área de estudio para generar un conjunto de datos de entrenamiento, siguiendo la leyenda de coberturas de tierra de la metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia

(IDEAM, 2010) y el mapa nacional de coberturas de tierra (IDEAM & MADS, 2018). Se registraron un total de 270 puntos de entrenamiento georreferenciados, con los que se realizó una clasificación supervisada de las coberturas del suelo (pastos limpios, pastos arbolados, áreas agrícolas heterogéneas, boque denso y arbustal denso) usando el algoritmo Random Forest (RF) (Bivand & Rundel, 2022; Breiman, 2001; Edzer, 2018; Hijmans, 2023). Como datos de entrenamiento adicionales, se calculó el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y, para la banda *near-infrared* (NIR), se estimaron medidas de texturas como varianza, media, homogeneidad, contraste, disimilitud, entropía y segundo momento (Bolívar-Santamaría & Reu, 2021). Para comprobar la precisión de la clasificación supervisada, se validó el modelo RF con la tasa de error *out-of-bag* (OOB), que tiene en cuenta las observaciones no incluidas en la construcción de los árboles de decisión (Moham-madpour *et al.*, 2022).

La información respecto a las especies de fauna presentes en la zona se obtuvo de dos fuentes verídicas: 1) registros de fototrampeo para la RNSC La Llanada (Caballero Cornejo & Fayad Cornejo, 2021) y 2) las comunidades locales, que cuentan con un sólido conocimiento de su territorio (Restrepo González, 2016). Para recopilar dicha información, se recorrió el área de estudio con el objetivo de socializar la investigación con las familias y se realizaron consultas sobre la fauna de la que ellos tenían conocimiento. En días posteriores se aplicó una entrevista telefónica que fue respondida por 13 personas y permitió ampliar la información (Hernández Sampieri *et al.*, 2014).

## Análisis de datos

Para la estimación de métricas de fragmentación y conectividad del paisaje, se utilizó el paquete Makurhini, en aras de priorizar las zonas a conectar y sugerir estrategias de desarrollo sostenible (Godínez Gómez & Correa Ayram, 2020; Hesselbarth Klaus *et al.*, 2021). Para la evaluación de la fragmentación, se emplearon las librerías *sf*, *ggplot2*, *igraph*, *rgdal* y *terra*, con las que se calcularon métricas como el número de parches (fragmentos). Esto permitió identificar la cobertura predominante que conformaba la matriz del paisaje; el área de cobertura, *i.e.*, el área que cada tipo de cobertura ocupa en el paisaje; el área promedio de parche, que mide el tamaño de cada cobertura; la longitud total de los bordes que separaban los fragmentos en el paisaje (Farina, 2022); y el índice de forma promedio, que mide la relación media entre el perímetro y el área de los fragmentos de cobertura (Farina, 2016).

En cuanto a la conectividad, se consideraron índices conocidos por su utilidad en la planificación de la conservación del paisaje (Pascual-Hortal & Saura Martínez, 2006; Saura Martínez & Pascual-Hortal, 2007), como es el caso del índice integral de conectividad (IIC), que considera la disponibilidad del hábitat, su estructura y su funcionalidad para la conectividad del paisaje, y cuyos valores están entre 0 y 1, aumentando con una mejor conectividad. Además, se estimó el delta índice integral de conectividad (dIIC) para evaluar la importancia relativa de cada elemento del hábitat en la conectividad, así como el índice de probabilidad de conectividad (PC), que mide la probabilidad de que dos especies de fauna colocadas al azar en el paisaje terminen en áreas de hábitat interconectadas. Se calculó el delta probabilidad de conectividad (dPC) para evaluar la contribución relativa de un parche específico a la conectividad total del hábitat (Keeley *et al.*, 2021). Para calcular el IIC y la PC, se tuvieron en cuenta las especies claves, *i.e.*, el ocelote (*Leopardus pardalis*), con una distancia de 3 km (Pérez Irineo & Santos Moreno, 2015); el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), con 1.1 km como

distancia de dispersión (Hernández Llamas, 2014); y el armadillo nueve bandas (*Dasybus novemcinctus*), con una dispersión de 0.2 km (Wilson & Mittermeier, 2018). Adicionalmente, se generó un ráster de resistencia en el *software* R, asignando valores de 1 a 10 a cada cobertura, donde 1 era una baja resistencia y 10 una mayor dificultad para la dispersión (Savary *et al.*, 2020), los valores se asignaron de la siguiente manera: bosque denso (Bd): 1; arbustal denso (Ad): 3; pastos arbolados (Pa): 5; áreas agrícolas heterogéneas (Ah): 7; y pastos limpios (Pl): 10. Con base en estos valores, se estimaron las distancias de menor costo entre parches de hábitat.

Con la pendiente, la dirección de flujo y las métricas de fragmentación y conectividad, se realizó un análisis multicriterio (AMC). El AMC es una técnica que permite resolver problemas cuando se cuenta con múltiples criterios o variables, lo que lo hace una herramienta valiosa para la gestión forestal (Mendoza & Prabhu, 2005). Se rasterizaron los insumos y se realizó una reclasificación en el *software* QGIS, asignando un valor de 1 a las variables menos importantes y 5 a las prioritarias para la conectividad. Luego, se utilizó la calculadora ráster para asignar un porcentaje de importancia a cada uno de los ráster resultantes y así obtener las áreas prioritarias a conectar (Tabla 1). Se aplicó un *buffer* de 150 m a dichas áreas, teniendo en cuenta la menor distancia de dispersión (200 m), que pertenece a la especie *Dasybus novemcinctus* (Wilson & Mittermeier, 2018). Esto, con el fin de determinar las áreas de potencial intervención que mejorarían la conectividad.

**Tabla 1.** Rangos priorizados para identificar las áreas a conectar

Insumo	Reclasificación					Peso (%)
	1	2	3	4	5	
dIIC	99.864689 - 0.027066	0.027066 - 0.026524	0.026524 - 0.026417	0.026417 a 0.026348	0.026348 - 0.026316	15
dPC	99.882913 - 0.000309	0.000309 - 0.000063	0.000063 - 0.000026	0.000026 - 0.000011	0.000011 - 0.000002	25
Pendiente (°)	0 - 10.8	10.8 - 22.5	22.5 - 45	45 - 67.5	67.5 - 90	5
Índice de forma promedio	0.00160 - 0.340	0.340 - 0.8	0.8 - 1.3	1.3 - 1.76557	1.76557 - 231.38810	20
Total de borde (km)	0.336 - 1	1 - 3	3 - 5.286	5.286 - 100	100 - 475.760	5
Dirección de flujo	0 - 25.6	25.6 - 51.2	51.2 - 76.8	76.8 - 102.4	102.4 - 128	5
Área (ha)	2933.6970 - 49	49 - 24.48	24.48 - 3	3 - 0.3945	0.3945 - 0.2340	25

**dIIC:** delta índice integral de conectividad; **dPC:** delta probabilidad de conectividad

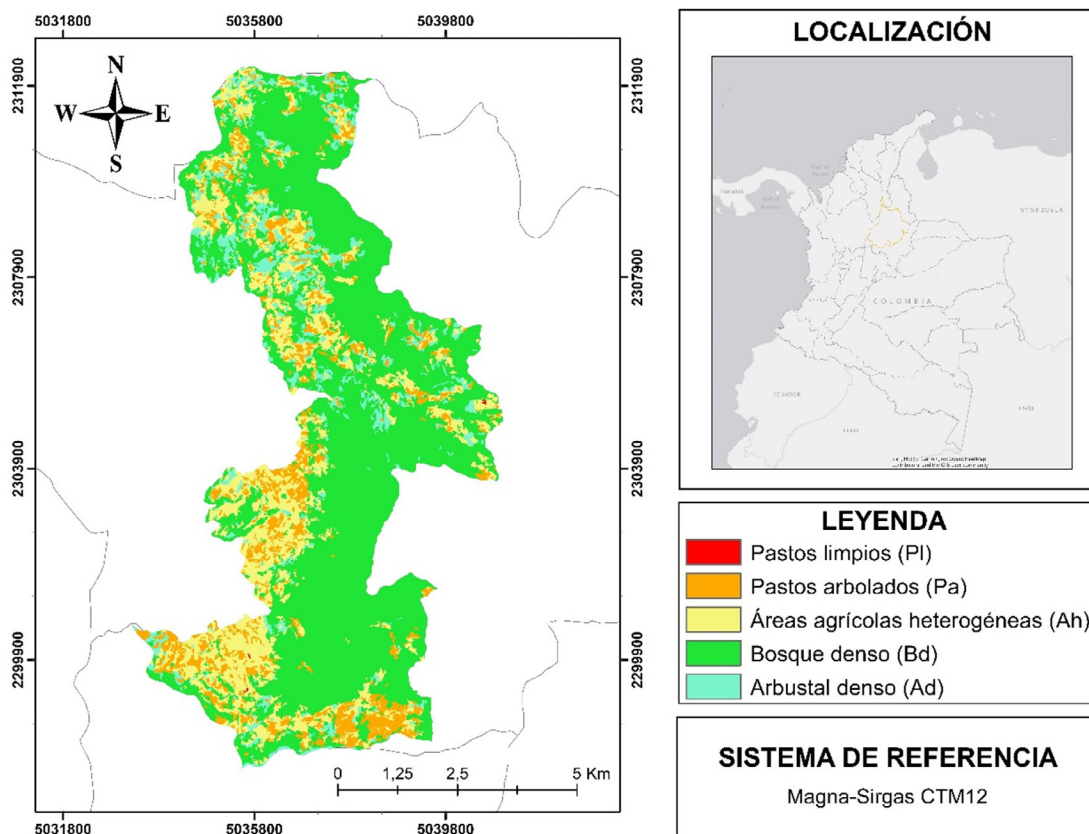
Con el fin de sugerir alternativas de desarrollo que mejoren la conectividad ecológica, se evaluó el panorama general del suelo, tomando como base la cartografía de las propiedades físicas y químicas del suelo generada por el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC), con escala 1:100 000. Aunque esta escala proporciona una visión general, está vinculada a una cartografía a escala 1:25 000 de áreas homogéneas de tierras que describe características y cualidades similares respecto al clima, el relieve y el material litológico que da origen a los suelos, además de brindar información base acerca de la capacidad productiva de la zona. Así mismo, se tuvieron en cuenta los *shape files* de vocación de uso de la tierra para los *buffers*. Con la información sobre el suelo y los resultados de las áreas prioritarias a conectar, se sugirió el establecimiento de sistemas agroforestales como estrategia de impacto positivo en el principal agente modelador del paisaje que, en este caso, corresponde a las comunidades que habitan el área en estudio.

## RESULTADOS

Se obtuvo la clasificación de las coberturas del suelo para el año 2023, cuya confiabilidad derivada de la tasa de error OOB es del 77.82 % (Figura 1). La matriz del paisaje es el Bd, con un 61.39 % del área total. Otras coberturas con una alta representatividad dentro del paisaje son las Ah con 19.85 % y los Pa con un 10.57 %.

Se identificó un total de 1227 parches dentro del área de estudio, donde la mayor cantidad de fragmentos correspondió a Pa (481), seguidos de Ad (338), Ah (270) y Bd (135). La mayor área promedio se registró para el Bd (24 ha), mientras que los Pl tuvieron la menor área promedio (0.5 ha), como se evidencia en la Tabla 2.

Las coberturas con mayor perímetro total son las Ah, con 791.5 km, seguidas por el Bd con 713.6 km y los Pa con 474.8 km. Por su parte, las coberturas con menor perímetro son el Ad con 394.4 km y los Pl con 2.1 km. El índice de forma permitió conocer que la cobertura de Bd tiene una forma irregular, con un valor medio de 1.76. Para las coberturas Pl, Pa, Ah y Ad, se identificó que las formas de los parches tienden a ser simples y cuadradas, con valores promedio de 0.048.



**Figura 1.** Clasificación supervisada de coberturas de la tierra de acuerdo con la leyenda Corine Land Cover adaptada para Colombia

**Tabla 2.** Métricas de fragmentación para los distintos tipos de cobertura encontrados dentro del paisaje

Cobertura	Número de parches	Área promedio (ha)	Área de la cobertura (ha)	Total del perímetro (km)	Índice de forma promedio
Bosque denso	135	24.4	3305.4	713.667	1.765
Arbustal denso	338	1.3	439.8	394.390	0.016
Áreas agrícolas heterogéneas	270	4.0	1068.8	791.511	0.158
Pastos limpios	3	0.50	14.9	2.070	0.0044
Pastos arbolados	481	1.2	569.06	474.839	0.0153

En la [Tabla 3](#) se muestran los datos correspondientes a los valores de conectividad. Las categorías *muy baja* y *baja* indican parches de hábitat con corredores naturales limitados. Los datos presentados en la Tabla incluyen el área correspondiente a cada categoría de conectividad.

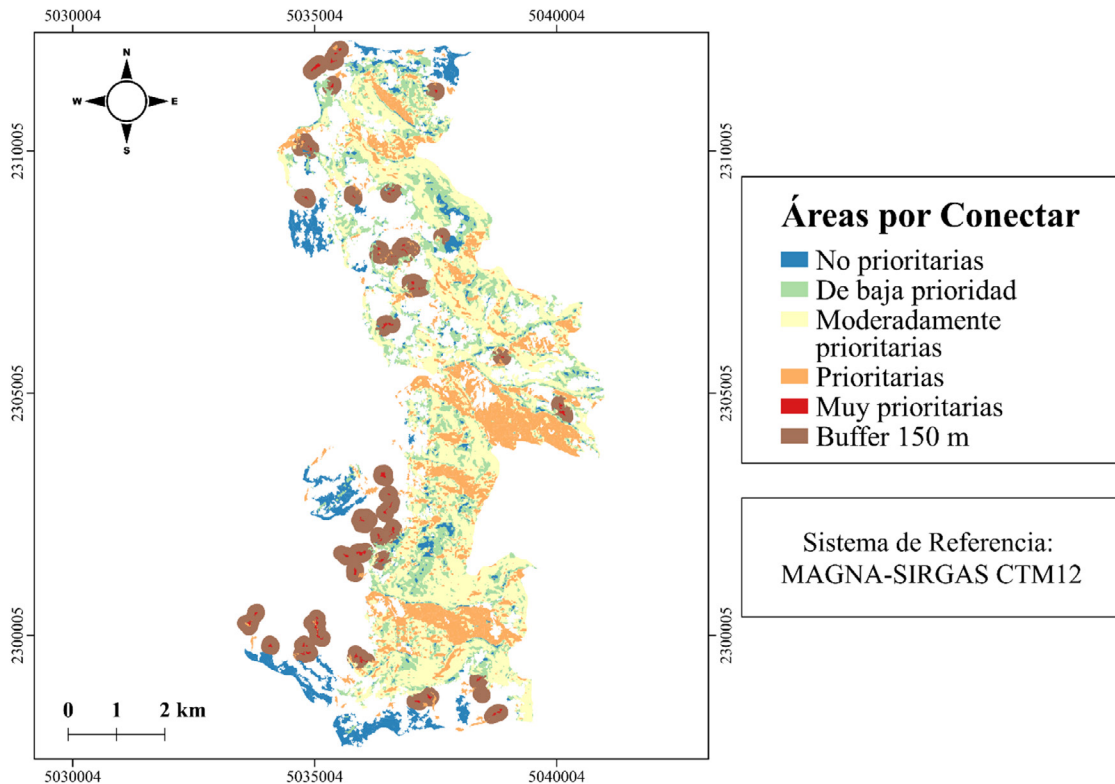
**Tabla 3.** Datos de área en ha para categorías del delta índice integral de conectividad (dIIC) y el delta probabilidad de conectividad (dPC)

Índice de conectividad	Distancia de dispersión (km)	Conectividad				
		Muy baja	Baja	Intermedia	Buena	Alta
dIIC	3	9.6	12.1	17.6	34.4	3231.8
	1.1	15.8	19.0	14.0	37.1	3219.6
	0.2	8.9	12.5	18.1	30.6	3235.4
dPC	3	12.1	18.8	22.8	56.9	3194.9
	1.1	59.4	75.6	75.4	61.3	3033.7
	0.2	8.5	11.7	17.2	32.0	3236.1

Los resultados revelan que, a medida que aumenta la distancia de dispersión, las áreas de hábitat asociadas con la conectividad experimentan cambios notables en su extensión. En el caso del dIIC, las áreas varían entre 9.6 y 3235.4 ha, mientras que, para el dPC, se extienden desde 8.5 hasta 3236.1 ha. Los valores más altos de conectividad para ambas métricas se observan en la categoría *alta*, destacando la importancia de la conservación y el fortalecimiento de corredores naturales en los hábitats estudiados.

Una vez identificadas las variables con mayor influencia en la conectividad del paisaje, se reclasificó cada raster con el fin de priorizar rangos críticos para la conectividad, y a cada uno se le asignó un porcentaje de importancia ([Tabla 1](#)).

De acuerdo con el AMC, se identificaron zonas a conectar muy prioritarias, las cuales representaron una extensión total de 19.392 ha, *i.e.*, el 0.5 % de la cobertura boscosa total ([Figura 2](#)). Estas zonas se consideraron críticas porque presentan índices de conectividad bajos, pendientes abruptas que dificultan el movimiento de especies y la dispersión de semillas, y áreas de parches pequeñas e irregulares, que son más vulnerables a la fragmentación y a los efectos de borde.



**Figura 2.** Áreas a conectar prioritarias (rojo)

Los suelos de las zonas priorizadas presentan una vocación agrícola en 179.6 ha, agroforestal en 173.8 ha y forestal en 180 ha. Para cada una de estas áreas, se calcularon los promedios de las variables cuantitativas (pendiente, acidez y profundidad efectiva). Los resultados revelan cambios en la pendiente de las áreas de vocación agrícola, que oscilan entre el 36.75 y el 50 %. A pesar de las diferencias de vocación, se observa consistencia en los niveles de acidez, con un valor constante de pH (5.3) en todas las categorías. La profundidad efectiva del suelo también varía en función de la vocación, con valores de 87 cm en áreas agrícolas, 106 cm en áreas agroforestales y 95.1 cm en áreas forestales. Estas variables permiten evaluar el tipo de sistema que se debe implementar y las características del suelo a las que debe ser adaptable.

Se analizó la moda para las variables cualitativas de fertilidad, clima, textura y drenaje. Se obtuvo que la fertilidad del suelo presenta, en general, un nivel medio de fertilidad. En lo que respecta al clima, las áreas priorizadas con vocación agrícola y forestal se localizan en una región caracterizada por un clima frío húmedo, mientras que las zonas para uso agroforestal poseen clima muy frío húmedo. En todos los casos, la textura del suelo se clasificó como *franco arcillo arenosa* (FArA). De acuerdo con la cartografía oficial de IGAC que se utilizó como insumo, el drenaje en todas las categorías se considera bueno, lo cual es esencial para el adecuado desarrollo de actividades agrícolas, agroforestales y forestales. Por medio de esta información general del suelo en las zonas a intervenir, es posible tomar decisiones informadas y así implementar estrategias de uso sostenible que mejoren la conectividad del paisaje e incrementen los beneficios económicos de los productores.

Con base en los análisis de las características generales del suelo y su vocación para las áreas priorizadas, se resalta que una estrategia productiva idónea para mejorar la conectividad de los fragmentos de bosque son los sistemas agroforestales (SAF), los cuales, por el arreglo espacial de elementos perennes leñosos junto a cultivos o animales, diversifican los sistemas de uso del suelo, permiten obtener productos de forma permanente, dan lugar a retroalimentaciones positivas entre los diferentes componentes del SAF y, por su estructura, permiten la movilidad de especies de fauna, mejorando así la conectividad ecológica. Los SAF no solo incrementan los beneficios ambientales, sino que generan un impacto socioeconómico notable, con el potencial de reemplazar prácticas agropecuarias tradicionales de baja productividad y alto impacto para el medio biofísico.

Con base en las experiencias registradas para zonas andinas y bajo las condiciones del área de estudio, se sugiere la implementación de SAF que combinen especies fijadoras de nitrógeno con pasturas, brinden sombra al ganado, aporten materia orgánica al suelo a través de la hojarasca, reduzcan la temperatura y regulen la humedad en los suelos (Dagar & Gupta, 2020). En particular, algunas especies de la familia Fabaceae son multipropósito, y sus semillas suelen utilizarse para la alimentación tanto humana como del ganado, dado su alto contenido nutricional (Mariscal *et al.*, 2020; Velásquez Holguín, 2019).

## DISCUSIÓN

La cobertura de Bd es predominante en el paisaje y presenta agregación espacial. Dichas áreas boscosas usualmente se asocian a franjas protectoras de cuerpos hídricos, lugares de alta pendiente y difícil acceso, lo que ralentiza la expansión de la frontera agropecuaria. Esto, a excepción del área de la RNSC La Llanada, que ha sido destinada a la protección y producción sostenible por más de cinco décadas. Este tipo de iniciativas contribuye a alcanzar las metas globales con las que el país se ha comprometido (Roberts *et al.*, 2020) mediante la firma de acuerdos internacionales de conservación, como lo son el Convenio en la Diversidad Biológica, cuya agenda 2030 contempla conservar la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y la conectividad.

Aunque las zonas de bosque tienen continuidad espacial, su geometría no es regular, como lo evidencia el índice de forma. Esto implica mayores longitudes de borde (Farina, 2016) y puede incidir en procesos ecológicos como el flujo de materia y energía en el paisaje (Farina, 2022).

La mayoría de estudios del paisaje se realizan a escala de ecorregión o departamento, como es el caso de la investigación de Moyano Molano *et al.* (2022), que analizó la conectividad ecológica de las áreas protegidas en el departamento de Caquetá, Colombia. Por otro lado, Navarro Guzmán (2022) evaluó los efectos ecológicos de la fragmentación antrópica en la ecorregión Puna de los Andes Centrales de Perú. Es importante estudiar el paisaje a una escala más detallada, como en la investigación de Leija Loredo *et al.* (2023). Estos resultados podrían integrarse a procesos de planificación y ordenación del territorio a escala de municipio, con el fin de desarrollar estrategias efectivas que promuevan tanto la conservación como el manejo adecuado de los recursos naturales y el bienestar de las comunidades locales. Por medio del IIC se obtiene una visión general de la estructura del hábitat a nivel regional, como lo demostraron Avila Coria *et al.* (2016) en la sierra de Quila y las zonas adyacentes del estado de Jalisco, México, o Leija Loredo *et al.* (2023) en el Sistema Volcánico Transversal del estado de Michoacán.

El abordaje metodológico buscó tener en cuenta el factor social mediante la compilación de saberes tradicionales y empíricos sobre la existencia o no de especies de fauna en la zona. Como lo indican [Hersperger et al. \(2021\)](#), esto es clave para la planificación del paisaje desde un enfoque participativo que involucre a los habitantes del área de interés. Este estudio presentó dificultades en la interacción con las comunidades, pues se realizó en una zona muy cercana a un ecosistema de páramo, respecto al cual el campesinado ha presentado inconformidades con las autoridades ambientales. Sin embargo, estas dificultades se solventaron mediante la construcción de confianza, a través de la distribución de un folleto ilustrativo que explicaba las características de las especies de interés y el acompañamiento de una persona de la zona. Este enfoque contribuyó significativamente, pues permitió conocer las especies de fauna presentes en la zona e involucró a las comunidades. Es importante precisar que, para lograr un adecuado manejo de los suelos, no basta solamente con la participación de la comunidad y las autoridades municipales, sino que, como lo indican [Pinto-Correia & Kristensen \(2013\)](#) se debe integrar lo económico y lo cultural a través de un manejo integral del territorio. Las variables que se consideraron de mayor influencia para la conectividad fueron el área, el grado de aislamiento de los bosques y su forma ([Farina, 2022](#)). En las zonas a conectar prioritarias, antes de plantear la implementación de un sistema productivo, es clave tener en cuenta las condiciones nutricionales generales que el suelo ofrece. Por ello, con base en la cartografía oficial del IGAC, se infiere que los suelos presentan una posible toxicidad causada por la fácil solubilidad del aluminio. Esto, a su vez, indica una buena disponibilidad de boro, cobre, zinc y manganeso. Sin embargo, las áreas estudiadas tienen poca disponibilidad de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio para absorción por parte de la vegetación. Como insumo preliminar, esta información marca una hoja de ruta respecto al manejo nutricional del suelo, pero, dado que este se aborda desde la generalidad a causa de la carencia de estudios más detallados para la zona, se recomienda contar con análisis de suelos que amplíen los datos presentados.

De acuerdo con los resultados obtenidos, se debe buscar una reconversión del uso del suelo hacia sistemas productivos que incorporen especies arbóreas en el área estudiada, con el fin de mejorar las prácticas de manejo y aprovechamiento de los recursos naturales. Un cambio en las prácticas agropecuarias, por ejemplo, es clave para mejorar la fertilidad del suelo, la conectividad del bosque y, por ende, la dispersión de fauna y flora. Una manera de optimizar los sistemas productivos tradicionales, la conectividad ecológica y, a su vez, la productividad del suelo es a través de los SAF. Dichos sistemas reducen la cantidad de hierbas indeseadas y la afectación de cultivos perennes por plagas ([Pumariño et al., 2015](#)). También favorecen la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos, pues sus distintos componentes y dinámicas ecológicas proporcionan alimento, refugio y condiciones óptimas de microclima ([Udawatta et al., 2019](#)). Los SAF son determinantes en las áreas agrícolas, pues favorecen la recuperación de zonas degradadas, reducen la erosión, promueven la conectividad de fragmentos de bosque —ayudando a mitigar el efecto de borde—, mejoran la seguridad alimentaria ([Costa de Mendonça et al., 2022](#)) e incrementan el carbono orgánico disponible en el suelo y, por ende, la disponibilidad de nutrientes para los cultivos ([Muchane et al., 2020](#)). Lo anterior ha sido sugerido ([Jiménez-Ramírez & López-Arévalo, 2021](#); [Plieninger et al., 2020](#)) e implementado por otros investigadores en ecosistemas andinos de Colombia ([IDEAM, 2011](#)).

Las propuestas de estrategias de desarrollo sostenible responden a la necesidad de cambio de paradigma respecto al manejo tradicional de los suelos ([Plieninger et al., 2020](#)), *i.e.*, los monocultivos y la ganadería en zonas de altas pendientes. Aunque estas prácticas han garantizado la seguridad alimentaria por generaciones, la aceptación y la posible ejecución a futuro de SAF podrían llevar a un aumento significativo en materia de beneficios económicos y provisión de servicios ecosistémicos, incluyendo la regulación hídrica, el microclima,

la mitigación de los efectos globales causados por la emisión de gases de efecto invernadero (GEI), la conservación de la diversidad de fauna y flora a lo largo del tiempo y la retención de carbono (Udawatta *et al.*, 2019).

## CONCLUSIONES

Aunque el Bd es la matriz del paisaje analizado, hay parches aislados dentro de amplias zonas agrícolas. Estos parches, al ser pequeños, pueden deteriorar la calidad del hábitat al desaparecer definitivamente o enfrentar procesos progresivos de degradación, afectando la biodiversidad, la sostenibilidad agrícola, y las dinámicas poblacionales de las especies clave. La evaluación de la conectividad del hábitat muestra que no todas las coberturas son efectivas para el desplazamiento de las especies, lo que, junto con el tamaño reducido de los parches, destaca la necesidad de identificar áreas prioritarias para su conexión, priorizando los procesos ecológicos, la resiliencia del paisaje y los beneficios socioeconómicos. Por ello, la implementación de SAF ofrece alternativas que promueven la conservación, las prácticas agrícolas sostenibles y una mejora de la calidad de vida de las comunidades rurales. La RNSC La Llanada es esencial para la conectividad estructural y funcional del paisaje. Sin esta reserva, los parches serían más irregulares, pequeños y aislados. Este estudio proporciona una base para investigaciones sobre el manejo sostenible del paisaje, pues integra análisis de conectividad a escala local, lo que permite identificar áreas pequeñas que pueden ser intervenidas con un trabajo mancomunado entre la comunidad y los ordenadores del territorio.

## CONTRIBUCIONES POR AUTOR

B. R. desarrolló del proyecto y trabajó en campo y con comunidades. A. C. realizó la investigación y el trabajo de campo. S. D. se dedicó a orientar la escritura del manuscrito y el análisis de resultados, y S. B. contribuyó con la edición del estilo de escritura y orientando el procesamiento de datos geoespaciales.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su agradecimiento a la Universidad Industrial de Santander, sede Málaga, y a la comunidad rural del municipio de Concepción en Santander, Colombia.

## REFERENCIAS

- Agudelo Henríquez, W., & Armenteras Pascual, D. (2017). Cambio climático en Ecosistemas Andinos de Colombia; una revisión de sus efectos sobre la Biodiversidad. En A. L. González Pinto (Ed.), *Biodiversidad y cambio climático en Colombia: avances, perspectivas y reflexiones* (pp 49-64). Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis.
- Armenteras Pascual, D., Gast Harders, F., & Villareal Leal, H. (2003). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 113(2), 245-256. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00359-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00359-2)

- Armenteras Pascual, D., Rodríguez Eraso, N., Retana Alumbrreros, J., & Morales Rivas, M.** (2011). Understanding deforestation in montane and lowland forests of the Colombian Andes. *Regional Environmental Change*, 11(3), 693-705. <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0200-y>
- Ávila Coria, R., Villavicencio García, R., Muñiz Castro, M. Á, & Treviño Garza, E.** (2016). *Conectividad del hábitat forestal del ocelote (Leopardus pardalis) en la sierra de Quila y zonas adyacentes, estado de Jalisco, México*. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez.
- Bivand, R., & Rundel Durham, C.** (2022). *rgeos: Interface to Geometry Engine - Open Source ('GEOS'). R package version 0.6-1*. <https://CRAN.R-project.org/package=rgeos>
- Bolívar-Santamaría, S., & Reu, B.** (2021). Detection and characterization of agroforestry systems in the Colombian Andes using Sentinel-2 imagery. *Agroforestry Systems*, 95(3), 499-514. <https://doi.org/10.1007/s10457-021-00597-8>
- Breiman, L.** (2001). Random forests. *Machine Learning*, 45(1), 5-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Caballero Cornejo, I. G., & Fayad Cornejo, N.** (2021). *Diversidad de la Mastofauna Silvestre como Indicador Ecológico del Estado de Conservación, en Inmediaciones de la Cordillera Oriental de los Andes* [Tesis de pregrado, Universidad Industrial de Santander]. <https://noesis.uis.edu.co/items/73e684d8-9c9a-4ca7-b94b-38850d20bf62>
- Chandler, R. B., King, D. I., Raudales, R., Trubey, R., Chandler, C., & Arce Chávez, V. J.** (2013). A small-scale land-sparing approach to conserving biological diversity in tropical agricultural landscapes. *Conservation Biology*, 27(4), 785-795. <http://www.jstor.org/stable/23525306>
- Correa Ayram, C., Etter Rothlisberger, A., Díaz Timoté, J., Rodríguez Buriticá, S., Ramírez Hernández, W., & Tovar Corzo, G.** (2020). Spatiotemporal evaluation of the human footprint in Colombia: Four decades of anthropic impact in highly biodiverse ecosystems. *Ecological Indicators*, 117, 106630. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106630>
- Costa de Mendonça, G., Araújo Costa, R. C., Parras, R., Marianno de Oliveira, L. C., Vilela Nogueira Abdo, M. T., Leal Pacheco, F. A., & Tarlé Pissarra, T. C.** (2022). Spatial indicator of priority areas for the implementation of agroforestry systems: An optimization strategy for agricultural landscapes restoration. *Science of the Total Environment*, 839, 156185. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156185>
- Dagar, J. C., & Gupta, S. R.** (2020). Silvopasture options for enhanced biological productivity of degraded pasture/grazing lands: An overview. En J. C. Dagar, S. R. Gupta & D. Teketay (Eds.), *Agroforestry for Degraded Landscapes: Recent Advances and Emerging Challenges* (vol. 2, pp. 163-227). Springer Singapore. [https://doi.org/10.1007/978-981-15-6807-7\\_6](https://doi.org/10.1007/978-981-15-6807-7_6)

**Departamento de Santander & Universidad Industrial de Santander (2011).** *Diagnóstico dimensión biofísico ambiental, territorial de Santander, Bucaramanga.* Universidad Industrial de Santander.

**Etter Rothlisberger, A., Fortes de Andrade, A., Saavedra Ramírez, K., Amaya Valderrama, P., & Arévalo Orduz, P. (2017).** *Risk assessment of Colombian continental ecosystems an application of the Red List of Ecosystems methodology (v. 2.0).* <https://iucnrl.org/blog/colombia-red-list-of-ecosystems-version-2.0/>

**Farina, A. (2016).** *Ecología del paisaje.* Universitat Alacant. <https://elibro-net.bibliotecavirtual.uis.edu.co/es/lc/uis/titulos/60609>

**Farina, A. (2022).** *Principles and methods in landscape ecology: An agenda for the second millennium.* Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-96611-9\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-030-96611-9_1)

**Frazier, A., & Hemingway, B. (2021).** A Technical review of Planet Smallsat data: Practical considerations for processing and using PlanetScope imagery. *Remote Sensing, 13*, 3930. <https://doi.org/10.3390/rs13193930>

**Godínez Gómez, O., & Correa Ayram, C. (2020).** *Makurhini: Analyzing landscape connectivity. R package version 2.0.0.* <https://github.com/connectscape/Makurhini>

**Gustafson, E. J. (2019).** How has the state-of-the-art for quantification of landscape pattern advanced in the twenty-first century? *Landscape Ecology, 34*(9), 2065-2072. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0709-x>

**Haggar, J., Pons, D., Saenz, L., & Roca Vides, M. (2019).** Contribution of agroforestry systems to sustaining biodiversity in fragmented forest landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 283*, 106567. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.06.006>

**Hernández Llamas, A. R. (2014).** *Variabilidad genética y relación filogeográfica de tres subespecies de venado cola blanca (Odocoileus virginianus) en la región Centro-Norte de México.* [Tesis de maestría, Colegio de postgraduados]. [http://colposdigital.colpos.mx:8080/jspui/bitstream/handle/10521/2246/Hernandez\\_Llamas\\_AR\\_MC\\_Ganaderia\\_2014.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://colposdigital.colpos.mx:8080/jspui/bitstream/handle/10521/2246/Hernandez_Llamas_AR_MC_Ganaderia_2014.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

**Hernández Sampieri, R., Fernández Collado, C., & Baptista Lucio, M. (2014).** *Metodología de la investigación* (6ta ed.). Mc Graw Hill Education.

**Hersperger, A. M., Grădinaru, S. R., Pierri Daunt, A. B., Imhof, C., & Peilei, F. (2021).** Landscape ecological concepts in planning: Review of recent developments. *Landscape Ecology, 36*, 2329-2349. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01193-y>

- Hesselbarth Klaus, M. H., Nowosad, J., Signer, J., & Graham, L. J.** (2021). Open-source tools in R for landscape ecology. *Current Landscape Ecology Reports*, 6(3), 97-111.  
<https://doi.org/10.1007/s40823-021-00067-y>
- Hijmans, R. J.** (2023). *raster: Geographic data analysis and modeling. R package version 3.6-14.*  
<https://CRAN.R-project.org/package=raster>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM)** (2010). *Leyenda nacional de coberturas de la tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100 000.* IDEAM.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM)** (2011). *Sistemas agroforestales y restauración ecológica como medidas de adaptación al cambio climático en alta montaña, Caso piloto, Proyecto Nacional de Adaptación al Cambio Climático –INAP– componente B.* IDEAM y Conservación Internacional.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) & Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS)** (2018). *Cobertura de la Tierra. Mapa nacional de coberturas de la tierra, escala 1:100.000.* IDEAM-Bogotá.
- Jiménez-Ramírez, J. S., & López-Arévalo, H. F.** (2021). Análisis de conectividad del paisaje para tres especies de mesodepredadores altoandinos como herramienta para su conservación. *Revista de Geografía Norte Grande*, 80, 271-291.  
<https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022021000300271>
- Johansson, P., & Ehrlén, J.** (2003). Influence of habitat quantity, quality and isolation on the distribution and abundance of two epiphytic lichens. *Journal of Ecology*, 91(2), 213-221.  
<http://www.jstor.org/stable/3599756>
- Keeley, A. T. H., Beier, P., & Jenness, J. S.** (2021). Connectivity metrics for conservation planning and monitoring. *Biological Conservation*, 255, 109008.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109008>
- Leija Loredo, E. G., Mendoza Cantú, M. E., Rodríguez Soto, C., López Granados, E., & Salinas Melgoza, V.** (2023). Análisis espacial de los cambios en la cobertura vegetal y conectividad estructural del paisaje del bosque de niebla en el Occidente de México. *Revista de Geografía Norte Grande*, 86, 1-21.  
<http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022023000300109>
- Lewis, S. L., Edwards, D. P., & Galbraith, D.** (2015). Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, 349, 827-832.  
<https://doi.org/10.1126/science.aaa9932>
- Mariscal, A., Tigabu, M., Savadogo, P., & Odén, P. C.** (2022). Regeneration status and role of traditional ecological knowledge for cloud forest ecosystem restoration in Ecuador. *Forests*, 13(1), 92.  
<https://doi.org/10.3390/f13010092>

- Mendoza, G. A., & Prabhu, R.** (2005). Combining participatory modeling and multi-criteria analysis for community-based forest management. *Forest Ecology and Management*, 207(1-2), 145-156.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.024>
- Moham-madpour, P., Viegas, D. X., & Viegas, C.** (2022). Vegetation mapping with random forest using Sentinel 2 and GLCM texture feature: A case study for Lousã Region, Portugal. *Remote Sensing*, 14(18), 4585.  
<https://doi.org/10.3390/rs14184585>
- Moyano Molano, A. L., Rusinque Quintero, L. L., & Montoya Rojas, G. A.** (2022). Análisis de la conectividad ecológica de las áreas protegidas a través del paisaje del departamento de Caquetá, Colombia. *Revista Cartográfica*, 104, 37-61.  
<https://doi.org/10.35424/rcarto.i104.980>
- Muchane, M. N., Sileshi, G. W., Gripenberg, S., Jonsson, M., Pumariño, L., & Barrios Nogueira, E.** (2020). Agroforestry boosts soil health in the humid and sub-humid tropics: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 295, 106899.  
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106899>
- Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., da Fonseca, G., & Kent, J.** (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.  
<https://doi.org/10.1038/35002501>
- National Aeronautics and Space Administration (NASA)** (2022). *ASF data search vertex*.  
<https://search.asf.alaska.edu/#/>
- Navarro Guzmán, M. A.** (2022). *Evaluación de los efectos ecológicos producidos por la Fragmentación Antropogénica de los Ecosistemas de Puna del Departamento de Tacna* [Tesis de maestría, Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann].  
<https://repositorio.unjbg.edu.pe/handle/20.500.12510/3423>
- Noh, J. K., Echeverría Leal, C., Gaona Gaona, G., Kleemann, J., Koo, H., Fürst, C., & Cuenca Capa, P.** (2022). Forest ecosystem fragmentation in Ecuador: Challenges for sustainable land use in the Tropical Andean. *Land*, 11(2), 287.  
<https://doi.org/10.3390/land11020287>
- Pascual-Hortal, L., & Saura Martínez, S.** (2006). Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape ecology*, 21(7), 959-967.  
<https://doi.org/10.1007/s10980-006-0013-z>
- Pebesma, E.** (2018). Simple features for R: Standardized support for spatial vector data. *The R Journal*, 10(1), 439-446.  
<https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>
- Pérez Irineo, G., & Santos Moreno, A.** (2015). El ocelote: el que está marcado con manchas. *Biodiversitas*, 117, 7-5.  
[https://www.researchgate.net/publication/271213163\\_El\\_ocelote\\_el\\_que\\_esta\\_marcado\\_con\\_manchas#:~:text=El%20ocelote%20\(Leopardus%20pardalis\)](https://www.researchgate.net/publication/271213163_El_ocelote_el_que_esta_marcado_con_manchas#:~:text=El%20ocelote%20(Leopardus%20pardalis))

- Pinto-Correia, T., & Kristensen, L.** (2013). Linking research to practice: The landscape as the basis for integrating social and ecological perspectives of the rural. *Landscape and Urban Planning*, *120*, 248-256.  
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.07.005>
- Plieninger, T., Muñoz-Rojas, J., Buck, L. E., & Scherr, S. J.** (2020). Agroforestry for sustainable landscape management. *Sustainability Science*, *15*(5), 1255-1266.  
<https://doi.org/10.1007/s11625-020-00836-4>
- Pumariño, L., Sileshi, G. W., Gripenberg, S., Kaartinen, R., Barrios Nogueira, E., Muchane, M. N., Midega, C., & Jonsson, M.** (2015). Effects of agroforestry on pest, disease and weed control: A meta-analysis. *Basic and Applied Ecology*, *16*(7), 573-582.  
<https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.08.006>
- Restrepo González, E.** (2016). *Etnografía: alcances, técnicas y éticas*. Envió Editores.  
<https://www.academica.org/eduardo.restrepo/3>
- Roberts, C. M., O'Leary, B. C., & Hawkins, J. P.** (2020). Climate change mitigation and nature conservation both require higher protected area targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *375*(1794), 20190121.  
<https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0121>
- Rodríguez-Alarcón, S., Rodríguez, N., Pineda-Rincón, I., & López Camacho, R.** (2018). Effects of fragmentation on functional diversity associated with aboveground biomass in a high Andean forest in Colombia. *Landscape Ecology*, *33*, 1851-1864.  
<https://doi.org/10.1007/s10980-018-0719-8>
- RStudio Team** (2021). *RStudio: Integrated development environment for R*.  
<http://www.rstudio.com/>
- Saura Martínez, S., & de la Fuente, B.** (2017). Connectivity as the amount of reachable habitat: Conservation priorities and the roles of habitat patches in landscape networks. En S. E. Gergel & M. G. Turner (Eds.), *Learning Landscape Ecology: A Practical Guide to Concepts and Techniques* (pp. 229-254). Springer New York.  
[https://doi.org/10.1007/978-1-4939-6374-4\\_14](https://doi.org/10.1007/978-1-4939-6374-4_14)
- Saura Martínez, S., & Pascual-Hortal, L.** (2007). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, *83*(2-3), 91-103.  
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005>
- Savary, P., Foltête, J., Moal, H., Vuidel, G., & Garnier, S.** (2020). Savary, P., Foltête, J., Moal, H., Vuidel, G., & Garnier, S. (2021). graph4lg: A package for constructing and analysing graphs for landscape genetics in R. *Methods in Ecology and Evolution*, *12*(3), 539-547.  
<https://doi.org/10.1111/2041-210X.13530>

**Taubert, F., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., Müller, M. S., Rödig, E., Wiegand, T., & Huth, A.** (2018). Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature*, *554*, 519-522.

<https://doi.org/10.1038/nature25508>

**Udawatta, R. P., Rankoth, L., & Shibu Jose.** (2019). Agroforestry and biodiversity. *Sustainability*, *11*(10), 2879.

<https://doi.org/10.3390/su11102879>

**Vagge, I., Sgalippa, N., & Chiapparelli, G.** (2024). Agricultural landscapes: A pattern-process-design approach to enhance their ecological quality and ecosystem services through agroforestry. *Diversity*, *16*(7), 431.

<https://doi.org/10.3390/d16070431>

**Velásquez Holguín, L. F., Montoya Yepes, D. F., Jiménez Rodríguez, Á A., Jiménez, Á A., Murillo Arango, R. W., & Méndez Arteaga, J. J.** (2019). *Género Erythrina: actualidad en la investigación y perspectivas de desarrollo científico* (1ra ed.). Universidad del Tolima.

<https://repository.ut.edu.co/handle/001/2878>

**Wilson, D. E., & Mittermeier, R. A.** (2018). *Handbook of the mammals of the world. Volume 8: Insectivores, sloths and colugos*. LYNX editors.

<https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.10.010>





**Disponible en:**

<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=423982321005>

Cómo citar el artículo

Número completo

Más información del artículo

Página de la revista en redalyc.org

Sistema de Información Científica Redalyc  
Red de revistas científicas de Acceso Abierto diamante  
Infraestructura abierta no comercial propiedad de la  
academia

Alex Javier Carvajal Ortiz, Brayan Armando Romero Ramírez,  
Sandra Milena Díaz-López, Sergio Bolívar-Santamaría

**Identificación de áreas prioritarias para conectar  
fragmentos boscosos en una zona de los Andes, Colombia**  
**Identifying Priority Areas for Connecting Forest  
Fragments in an Area of the Andes, Colombia**

*Colombia Forestal*

vol. 28, núm. 1, p. 1 - 17, 2025

Proyecto Curricular de Ingeniería Forestal, Facultad del  
Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital  
Francisco José de Caldas.,

**ISSN:** 0120-0739

**ISSN-E:** 2256-201X

**DOI:** <https://doi.org/10.14483/2256201X.21956>