



**PROPUESTA DE CONECTIVIDAD ECOLÓGICA PARA LA CONSERVACIÓN
DE LOS ABEJORROS POLINIZADORES *Bombus sp.*, EN EL SECTOR
PALACIOS DEL PARQUE NACIONAL NATURAL CHINGAZA**

Lizeth Paola Ariza Chávez

Código: 11792319300

Maira Alejandra Ortiz Vanegas

Código: 11792319389

Universidad Antonio Nariño

Programa Especialización en Sistemas de Información Geográfico

Facultad de Ingeniería Ambiental

Bogotá, Colombia

2023

**PROPUESTA DE CONECTIVIDAD ECOLÓGICA PARA LA CONSERVACIÓN DE
LOS ABEJORROS POLINIZADORES *Bombus sp.*, EN EL SECTOR PALACIOS DEL
PARQUE NACIONAL NATURAL CHINGAZA**

Lizeth Paola Ariza Chávez

Maira Alejandra Ortiz Vanegas

Proyecto de grado presentado como requisito parcial para optar al título de:
Especialista Sistemas de información Geográfico

Directora:

Dra. Liliana Vanessa Celis Gil

Universidad Antonio Nariño

Especialización en Sistemas de Información Geográfico

Facultad de Ingeniería Ambiental

Bogotá, Colombia

2023

Contenido

	Pag
Resumen.....	1
Abstract.....	3
Introducción	6
1. Objetivos.....	7
1.1. Objetivo General	7
1.2. Objetivos Específicos	8
2. Marco Teorico	8
2.1. Fragmentación y Pérdida de hábitat	8
2.2. Aptitud Ecológica.....	10
2.3. Conectividad Ecológica.....	12
2.4. Herramientas SIG para modelar la conectividad.....	15
2.5. Estrategias de conservación-conectividad.....	17
2.6. Estado del conocimiento conectividad ecológica.....	17
2.7. Estrategias y acciones para la conectividad	19
3. Metodología.....	22
3.1. Área de estudio.....	22
3.2. Análisis del Paisaje para la identificación de las áreas de menor costo energético	23
3.2.1. Identificación de Coberturas Vegetales	23
3.2.2. Selección de especies focales	24
3.2.3. Matriz de resistencia.....	24
3.2.4. Análisis de conectividad con Linkage Mapper.....	26
3.2.5. Construcción de modelos de conectividad	28
3.2.6. Capacidad de dispersión	28
4. Resultados y discusión de resultados.....	30
4.1. Análisis del paisaje para la identificación de las áreas de menor costo energético	30
4.1.1. Definición y evaluación de nodos	30

4.1.3. Distancia a ríos	33
4.1.4. Índice de fragmentación	35
4.1.5. Índice vegetación no Arborea.....	37
4.1.6. Índice de aridez.....	38
4.1.7. Análisis de Resistencia al desplazamiento de las especies de <i>Bombus sp.</i>	39
4.2. Conectividad con Linkage Mapper	41
4.3. Propuesta de corredores Ecológicos.....	43
Referencias Bibliográficas	50

Lista de Figuras

Figura 1. Mapa de localización de zona de estudio Parque Nacional Natural Chingaza, Sector Palacio.....	22
Figura 2. Diagrama de flujo construcción del mapa de conectividad a partir del modelo de menor costo.....	27
Figura 3. Cronograma.....	29
Figura 4. Distribución de nodos o parches hábitat evaluados en la zona de estudio.	30
Figura 5. Mapa de análisis de las distancias a vías de acceso.	31
Figura 6. Mapa del análisis de la distancia a Drenajes.....	34
Figura 7. Mapa de análisis del Índice de fragmentación de la vegetación para la zona estudiada.	36
Figura 8. Mapa de análisis de Vegetación no arbórea para la zona de estudio.	37
Figura 9. Mapa de análisis del Índice de Aridez para la zona de estudio.....	39
Figura 10. Mapa de análisis de Resistencia de la especie en la zona de estudio.	40
Figura 11. Mapa del análisis de la propuesta de corredores ecológicos para la zona de estudio.....	42
Figura 12. Mapa de la propuesta de adecuación de Corredores Ecológicos.....	44

Lista de tablas

Tabla 1. Leyenda Cobertura de la Tierra para la capa oficial del IDEAM en el periodo 2021.....	23
Tabla 2. Número de registros de las especies de <i>Bombus sp.</i> presentes en la zona.....	24
Tabla 3. Variables utilizadas para la construcción de la matriz de resistencia.....	25

Resumen

Esta investigación se centró en la identificación de áreas de afectación sobre la continuidad de las coberturas vegetales disminuyendo la conectividad ecológica y la dispersión y movilidad de los abejorros *Bombus sp* en el sector de Palacios del Parque Nacional Natural Chingaza, con el objetivo principal de preservar a estos polinizadores quienes desempeñan un papel vital como en la sostenibilidad y preservación de la biodiversidad y el equilibrio de los ecosistemas de páramo, para alcanzar este propósito se empleó una herramienta fundamental como lo son los sistemas de información geográfica a través de un enfoque del menor Costo energético, se analizaron variables como las coberturas vegetales (Índice de Fragmentación e Índice de vegetación No arbórea), la infraestructura vial (Distancia a vías), la disponibilidad hídrica (Distancia a drenajes), y afectaciones al suelo (Índice de aridez) determinando así las zonas con mayor aptitud ecológica de estas especies, se evaluó posteriormente la capacidad de dispersión a partir de la matriz de resistencia que comprende los obstáculos o desafíos que enfrentan los abejorros en su desplazamiento y finalmente se identifican las rutas de menor costo, trazando caminos eficientes que permitan la conectividad de las poblaciones de abejorros, estas rutas se convierten en un recurso esencial para la planificación de estrategias de conservación que garantizarán la supervivencia de esta especie crucial para la salud de los ecosistemas y la diversidad biológica.

Los resultados principales evidenciaron una fuerte afectación hacia el sector oriental y nororiental del área de estudio dado el efecto de la infraestructura vial que recorre este territorio donde las zonas de fricción demarcadas en tonalidad roja dan el máximo valor de resistencia (Rango de 0.99 a 100), en esta misma zona la conectividad ecológica disminuye

viendo un incremento en el índice de fragmentación donde las tonalidades rojas nuevamente dan el máximo valor de resistencia (Rango de 0.99 a 100) en estas coberturas vegetales y finalmente el índice de aridez alcanzado en estos espacios resulto relativamente alto donde tonalidad roja dan el máximo valor de resistencia (Rango de 0.99 a 100). El análisis de distancia a drenajes y el índice de vegetación no arbórea presentaron valores de máxima resistencia sobre áreas muy pequeñas de la zona evaluada, lo que indica que en general la disponibilidad de oferta hídrica y diferentes fuentes vegetales de polen y refugio son altos para la subsistencia de las tres especies evaluadas.

Como producto se generaron tres grandes rutas de conectividad ecológica para la zona, la primera en la parte oriental y nororiental, la segunda en la zona centro y centro occidental y una final en la parte sur, sur oriental y sur occidental; estas rutas se determinaron a partir del análisis de conectividad donde se encontraron áreas de conectividad muy baja con tonalidad roja (487,44 ha), conectividad baja con tonalidad verde manzana (1852,2 ha), conectividad media con tonalidad amarilla (2160 ha) y con alta conectividad tonalidad verde esmeralda (1294,92 ha) y finalmente con muy alta conectividad con tonalidad verde manzana (633,24 ha); en las zonas que presentan muy baja y baja conectividad se deben generar procesos enfocados en recuperar la vegetación natural típica de esta región de páramo y bosque alto andino como son la restauración de parches de frailejón *Espeletia sp*, remanentes de vegetación con *Gaultheria anastomosans*, *Trifolium repens*, *Bucquetia glutinosa*, *Hypericum goyanesii* y *Miconia summa*, especies de alto valor nutricional y de refugio para los abejorros.

Finalmente, este estudio demostró que a escala de los organismos evaluados de alta montaña *Bombus sp.*, la infraestructura vial constituye una afectación considerable para el desplazamiento en la zona y su capacidad de dispersión, esto afecta la función ecosistémica de la polinización, la adecuación de las rutas de conectividad propuestas repercutirá en la mejora de la conectividad ecológica contribuyendo a los procesos de conservación promovidos en el área de conservación del Parque Nacional Natural Chingaza.

Abstract

This research focused on the identification of areas of impact on the continuity of the vegetation covers, reducing the ecological connectivity and the distribution and mobility of the *Bombus sp* bumblebees in the Palacios sector of the Chingaza National Natural Park, with the main objective of preserving These pollinators play a vital role in the conservation of biodiversity and the balance of paramo ecosystems. To achieve this purpose, a fundamental tool was used, such as geographic information systems through the lowest energy cost approach. Variables such as vegetation cover (Fragmentation Index and Non-tree Vegetation Index), road infrastructure (Distance to roads), water availability (Distance to drains), and effects on the soil (Aridity Index) were analyzed, thus determining the areas with greater ecological aptitude of these species, the dispersal capacity was subsequently evaluated based on the resistance matrix that includes the obstacles or challenges that bumblebees face in their movement and finally the lowest cost routes are identified, tracing efficient paths that allow connectivity of bumblebee populations, these routes become an essential resource for planning conservation strategies that will guarantee the survival of this species crucial for the health of ecosystems and biological diversity.

The main results showed a strong impact towards the eastern and northeastern sector of the study area given the effect of the road infrastructure that runs through this territory where the friction zones demarcated in red give the maximum resistance value (Range from 0.99 to 100). , in this same area the ecological connectivity decreases, seeing an increase in the fragmentation index where the red tones again give the maximum resistance value (Range from 0.99 to 100) in these vegetal covers and finally the aridity index reached in these spaces was relatively high where red hue gives the maximum resistance value (range from 0.99 to 100). The analysis of distance to drainage and the non-tree vegetation index presented values of maximum resistance over very small areas of the evaluated area, which indicates that in general the availability of water supply and different plant sources of pollen and shelter are high for the subsistence of the three species evaluated.

As a product, three major ecological connectivity routes were generated for the area, the first in the eastern and northeastern part, the second in the central and western central area and a final one in the southern, southern eastern and southern western parts; These routes were determined from the connectivity analysis where areas of very low connectivity with red hue (487.44 ha), low connectivity with apple green hue (1852.2 ha), medium connectivity with yellow hue (2160 ha) and with high connectivity in an emerald green hue (1294.92 ha) and finally with very high connectivity in an apple green hue (633.24 ha); In areas that have very low and low connectivity, processes should be generated focused on recovering the typical natural vegetation of this region of high Andean páramo and forest, such as the restoration of patches of frailejón *Espeletia* sp, remnants of vegetation with *Gaultheria anastomosans*, *Trifolium repens* , *Bucquetia glutinosa*, *Hypericum goyanesii* and *Miconia summa*, species of high nutritional value and refuge for bumblebees.

Finally, this study demonstrated that at the scale of the organisms evaluated, high mountain bumblebees *Bombus sp.*, the road infrastructure constitutes a considerable impact on movement in the area and its dispersal capacity, this affects the ecosystem function of pollination, adaptation of the proposed connectivity routes will have an impact on the improvement of ecological connectivity, contributing to the conservation processes promoted in the conservation area of the Chingaza National Natural Park.

Introducción

la conectividad del paisaje es un concepto fundamental en ecología y conservación biológica. Se refiere a la medida en que los diferentes hábitats o fragmentos de un paisaje están interconectados, permitiendo la movilidad de especies y facilitando los procesos ecológicos clave, sin embargo, en la actualidad, la conectividad se ve afectada por procesos como la fragmentación y la pérdida de hábitat, estas tienen como origen en muchas ocasiones actividades antrópicas que afectan la capacidad de las especies de utilizar el territorio para cumplir con sus funciones ecológicas.

No ajeno a dichas dinámicas, los abejorros del género *Bombus sp*; *B. funebris*, *B. hortulanus* y *B. rubicundus* se ven afectados por los cambios en las condiciones ecológicas, debido a las actividades antrópicas como el cambio en el uso de la tierra y a los fenómenos naturales como la variabilidad climática, afectando el proceso de polinización realizada por la especie.

Teniendo presente que el servicio ecosistémico de polinización brindado por las abejas nativas de alta montaña, en este caso los abejorros del género *Bombus sp*, ubicados en el sector Palacios del Parque Nacional Natural Chingaza, y las alteraciones que se dan en la zona debido a intervenciones humanas, cambios en los usos del suelo y la importancia dentro de esta zona de una red ecológica de conectividad, que resulte en una mayor polinización, producción de frutos, entre otras, tenemos la siguiente pregunta de investigación:

¿Cuáles son las rutas de conectividad que se deben proponer e implementar en el área de estudio para mejorar la dispersión y movilidad entre las coberturas vegetales utilizadas por los abejorros manteniendo así el servicio ecosistémico prestado por ellos?

Finalmente, esta investigación buscó analizar y validar la conectividad ecológica para la conservación de tres especies de abejorros polinizadores *Bombus sp.*, en el sector Palacios del Parque Nacional Natural Chingaza, teniendo en cuenta la importancia y el impacto en la funcionalidad y existencia de estos insectos en el servicio de la polinización y conservación ecológica de los bosques, como resultado se generó una red de rutas o corredores de conectividad ecológica para el sector Palacios del Parque Nacional Natural Chingaza que permita el cuidado y la conservación de este insecto volador con alto valor ecosistémico.

Este estudio, analizó las afectaciones a la conectividad ecológica a partir de la generación de un modelo espacial que integró los Sistemas de información Geográfica, la aptitud ecológica y la capacidad de dispersión en los abejorros de alta montaña *Bombus sp.* con el fin de determinar cómo las mejores condiciones ecológicas y del paisaje a partir de las respuestas de las variables evaluadas, indicaron las zonas donde esta especie puede utilizar el territorio a partir de un menor costo energético para la subsistencia y desarrollo de las poblaciones y sus rutas de conectividad ecológica.

1. Objetivos

1.1. Objetivo General

Desarrollar una propuesta de conectividad ecológica integrando el modelo de menor costo energético y los Sistemas de información Geográfica, para los abejorros *Bombus sp.* de alta montaña del sector Palacios, Parque Nacional Natural Chingaza.

1.2. Objetivos Específicos

Identificar las áreas de menor costo energético y la matriz de resistencia en las zonas de estudio del paisaje que conciernen con la presencia de la especie y su capacidad de movilización.

Establecer la correlación de los patrones espaciales estructurales y funcionales de la conectividad para la especie por medio de herramientas de Linkage Mapper.

Presentar una propuesta de rutas de conectividad ecológica para la conservación de la especie de Abejorros *Bombus sp.* en el sector Palacios, Parque Nacional Natural Chingaza.

2. Marco Teorico

2.1. Fragmentación y Pérdida de hábitat

En la actualidad, las afectaciones generadas por los seres humanos, denominadas antrópicas, incluyen una serie de motores de cambio, dentro de estos se encuentra la ruptura de los ecosistemas y la pérdida de conectividad ecológica, estos son dos de los primordiales factores que tienen un impacto profundo en la biodiversidad; estos impactos antrópicos son ocasionados en gran medida por el aumento y actividades agrícolas y urbanas (Rodríguez-Soto et al., 2013). De esta forma, para desarrollar esfuerzos efectivos de manejo y conservación de las diferentes especies (casos especiales; mamíferos carnívoros grandes) es esencial comprender cómo interactúan las especies con las características del paisaje y sus diferentes escalas (Mateo Sánchez et al., 2014) e investigar la dependencia de escala de estas interacciones (Elliot et al., 2014; Zeller et al., 2017, Alvarenga et al., 2021).

la fragmentación del hábitat tiene consecuencias ecológicas significativas, y los efectos directos inicialmente incluyen la pérdida de hábitat y el aislamiento de poblaciones, esto conlleva a que las especies pierdan superficie del territorio donde pueden encontrar sus

recursos, limitan la capacidad de movilización y por ende las funciones que estas prestan en los ecosistemas se ven disminuidas, es así como Benneth (2004) y Chacón (2016) La fragmentación del hábitat puede limitar significativamente la capacidad de los animales y plantas para moverse por el paisaje, lo que tiene derivaciones biológicas importantes sobre las especies; adicionalmente las secuelas de estos efectos sobre la biodiversidad son: 1) Migraciones de especies de fauna y flora hacia aquellos nuevos espacios por el CC (nuevos hábitats climáticos); 2) Canjes en la composición de los hábitats y ecosistemas (poblaciones, comunidades); 3) Variaciones en las interacciones ecológicas y entre las especies, ciclos de vida y sus hábitats; 4) Reducción de la diversidad biología de poblaciones y ecosistemas (selección direccional, rápida migración), que puede llevar a pérdidas y extinción de especies; 5) "Colapso" de ecosistemas afectados, resultando en cambios drásticos (sin aviso) y non-lineales; 6) Alteraciones en su composición de los ecosistemas que producen cambios en sus funciones y en los servicios ecosistémicos que ofrecen (Schlönvoigt, M. 2019).

De esta forma, la reducción en el tamaño del hábitat y el aumento en el aislamiento son factores que pueden tener un impacto significativo en la diversidad y abundancia de las poblaciones, incluyendo a los polinizadores (Jennersten 1988, Aizen & Feinsinger 1994a). La reducción en la frecuencia de visitas a las plantas por parte de polinizadores, debido a la fragmentación del hábitat y el aislamiento de las poblaciones, puede tener consecuencias directas en la generación de semillas (Jennersten 1988, Aizen & Feinsinger 1994b, Ghazoul & McLeish 2001), Los abejorros, al igual que muchas otras especies, pueden exhibir especialización biológica, que se refiere a su tendencia o capacidad de utilizar solo un subconjunto específico de recursos o hábitats potenciales. En el caso de los abejorros, esta especialización puede referirse tanto a la preferencia por ciertos tipos de flores como a la

adaptación a ciertos entornos o condiciones. La relación entre especialización biológica, competencia y nicho ecológico es un concepto fundamental en ecología evolutiva (Armbruster, W. S. 2017).

En consecuencia, el fenómeno de la fragmentación del hábitat puede generar dos estilos opuestos, la primera es una reducción en la frecuencia de visitas a las flores debido al bajo número de polinizadores; y segundo a pesar de la fragmentación del hábitat que puede reducir el tamaño del parche floral y, por ende, el número de flores disponibles, algunas plantas en esos fragmentos pueden compensar esta reducción atrayendo a los polinizadores con una mayor calidad de néctar. Esto podría llevar a un aumento en la tasa de visitas de polinizadores a las flores en los fragmentos y, en última instancia, resultar en una producción de semillas similar a la de áreas no fragmentadas o incluso mayor.

2.2. Aptitud Ecológica

Se entiende por aptitud ecológica la capacidad que los ecosistemas de un área o región para primero, permitir la presencia y desarrollo de las especies que habitan estos espacios, así como la de soportar el desarrollo de actividades, El mantenimiento de la estructura trófica, diversidad biológica y ciclos de materiales es esencial para la salud y la funcionalidad de los ecosistemas (Xciv Panamá et al., 1998), así es como, el área de distribución potencial de una especie en cambio, es inherente a ella, y puede verse como un reflejo espacial del nicho ecológico; su distribución está fuertemente influenciada por las escenarios ambientales que son favorables para su supervivencia y reproducción de la especie (Brown y Lomolino, 1998). la idea de que la aptitud potencial del hábitat está determinada por la interacción entre la estructura del paisaje y los requerimientos ecológicos

de la fauna es un principio fundamental en ecología del paisaje. Varios factores, que incluyen variables ambientales, físicas y geomorfológicas, contribuyen a definir la calidad del hábitat y la idoneidad de un área para el mantenimiento de poblaciones animales.

Existen en la actualidad diversos modelos de aptitud ecológica como mecanismos para determinar el potencial de las zonas que permiten el desarrollo y la movilización libre de las especies a través de la evaluación de la aptitud territorial, permitiendo localizar los lugares con alto potencial ecológico y aquellos que requieren de ciertos esfuerzos o medidas que desde el punto de vista ambiental permitan satisfacer las necesidades biológicas de las especies que allí habitan; la distribución geográfica de una especie está estrechamente relacionada con su nicho ecológico. La especie tiende a estar presente donde los escenarios ambientales son favorables y ausente donde no existen las condiciones necesarias para su supervivencia. Esta comprensión es crucial para la conservación de especies y la gestión de los ecosistemas (Brown y Lomolino, 1998); Comprender el comportamiento ecológico y el movimiento de las especies, así como la función de los corredores de hábitat, es esencial para la conservación de la biodiversidad y la gestión sostenible de los paisajes. La conectividad del paisaje desempeña un papel clave en el mantenimiento de procesos ecológicos y en la resistencia de los ecosistemas frente a cambios ambientales (Mandal, M., & Das Chatterjee, N. 2023).

2.3. Conectividad Ecológica

La conectividad del hábitat es un componente clave para la preservación de la biodiversidad y la gestión sostenible de los paisajes, especialmente en entornos fragmentados o afectados por cambios ambientales (Ouchterlony, F., et al 2006), de esta forma, la conectividad ecológica es esencial para mantener la funcionalidad de los ecosistemas, la salud de las poblaciones de especies y para abordar desafíos como la fragmentación del hábitat y el cambio climático. Su comprensión y promoción son aspectos fundamentales de la conservación y la gestión sostenible del medio ambiente. (San Vicente, 2014); la preservación de la conectividad ecológica favorece a que se reduzcan los efectos negativos de la fragmentación del hábitat (Johnstone et al., 2014), adicionalmente, La distribución de las especies está influida por una variedad de factores, y es vital comprender las necesidades específicas de cada especie antes de atribuir cambios en su presencia o ausencia solo a la fragmentación del paisaje o al tamaño de los parches (Bourdouxhe, A. 2023).

Es por ello, que la conectividad también se refiere a los vínculos de organismos, propágulos, nutrientes o contaminantes entre un área y otra, y tiene implicaciones fundamentales para la salud de los ecosistemas terrestres y acuáticos (Balbar y Metaxas, 2019; Metaxas et al., 2020); por ende, la conectividad incluye conexiones estructurales que se basan en distancias y condiciones entre hábitats o especies similares (Dunn et al., 2019), así como conexiones funcionales que son el movimiento de individuos, especies, energía o materiales a través de espacios oceánicos, conectando ecosistemas (Popova et al., 2019; Metaxas et al., 2020); y más allá de las conexiones ecológicas, los espacios oceánicos están

conectados a través de presiones derivadas de actividades humanas (por ejemplo, pesca, contaminación, cambio climático), así como de conexiones humanas y culturales.

Es así como la conectividad ecológica es una particularidad importante del paisaje, porque permite muchos organismos se muevan a través de ambientes que pueden ser inclusive ecológicamente contrarios, o se encuentran en degradación hacia otros con menor calidad (Bennett 2004; Noss 2009), es por esta razón que analizar la capacidad del paisaje en mantener su conectividad es fundamental en el manejo de las especies y su territorio; de esta manera, los modelos de conectividad que incorporan el impacto humano por medio de modelos por ejemplo de resistencia como un indicador del costo de desplazamiento, así como las variables climáticas que integran el paisaje como pueden ser temperatura y humedad, mejoran las condiciones de las rutas propuestas de conectividad (CONABIO.CONANP.PNUD, 2019).

Por otro lado, en el territorio y los paisajes, gran parte de las poblaciones silvestres de las especies se encuentran distribuidas como metapoblaciones (conjunto de poblaciones locales que habitan en áreas específicas o fragmentos de hábitat moderados y estas poblaciones se mantienen relacionadas por el movimiento de individuos entre los fragmentos) y al mantenerse de esta forma “conectadas” físicamente, la posibilidad de extinción de poblaciones locales pequeñas se reduce por el flujo de individuos y biodiversidad genética, además se promueven procesos de la recolonización de áreas o fragmentos donde las poblaciones locales se hayan extinguido, así como la colonización de hábitats (Haddad et ál. 2003; Bennett 2004; Bennett 2006.); así es como, los fragmentos de bosque proporcionan las condiciones de supervivencia para la vida silvestre natural y dan hogar a una o más especies protegidas estructuralmente o culturalmente, y de esta forma los

corredores ecológicos pueden ser principalmente lineales, continuos o hábitats intermitentes que proporcionan la conexión entre áreas claves para la biodiversidad (Kutnyánszky, V., & Szilvácsku, Z. M. 2023).

Varios autores argumentan entonces, que, para analizar la conectividad de los paisajes fragmentados se pueden utilizar dos enfoques distintos; el primer el enfoque "binario" es una forma simplificada de conceptualizar y estudiar la ecología del paisaje, destacando la importancia de los parches de hábitat natural y la matriz que los separa. Sin embargo, puede haber limitaciones en la comprensión de la dinámica completa del paisaje y la conectividad al no cuantificar las características de la matriz homogénea hostil. (Watling et ál. 2011),

Por otro lado, el segundo este enfoque más avanzado y detallado aborda las complejidades del paisaje al considerar la composición específica de la matriz y distinguiendo entre la conectividad funcional y estructural. Esto permite una comprensión más completa de cómo los organismos interactúan con su entorno y cómo los cambios en la estructura del paisaje pueden afectar sus poblaciones y comunidades. (Baguette y Van Dyck 2007).

En particular, dentro de los criterios para determinar el nivel de conectividad esta se puede valorar en requisitos de la composición y configuración del paisaje, conectividad estructural, exigencias de una especie o especies en específico, o su conectividad funcional (Bennett 1999, Theobald 2006), el primer criterio se enfoca en un análisis del paisaje como elemento de conectividad espacial y el segundo se enfoca en aspectos del nicho ecológico de la especie, atributos que indican cómo utilizan el espacio las especies de acuerdo a sus requerimientos ecológicos.

Por lo tanto, en la actualidad, la conectividad se estructura en su totalidad de forma estructural, para lo que se recuento con varias métricas del paisaje que la cuantifican y modelan; y la conectividad estructural es detallada mediante la aplicación de índices o métricas del paisaje calculadas por medio de un sistema de información geográfica (Gustafson et al 1994, Gustafson, 1998), donde las variables del paisaje proveen información útil sobre las relaciones espaciales en el paisaje (O'Neill et al., 1988), con la medición de algunas variables como por ejemplo, la cercanía, el complemento y el aislamiento entre fragmentos que conforman un tipo de cobertura en específico (Botequilha et al., 2006).

Sin embargo, la evolución continua de estos conceptos refleja un campo dinámico en la ecología de paisajes. Integrar las características intrínsecas de las especies y los procesos de selección de hábitat en los modelos y enfoques de conectividad es esencial para mejorar la precisión y la aplicabilidad de estas herramientas en la conservación y gestión de la biodiversidad (Chetkiewicz et al., 2006); esta razón hace imprescindible que los modelos de conectividad incluyan aspectos tanto paisajísticos como ecológicos de las especies con una correlación entre los atributos de cada uno de los modelos anteriormente mencionados.

2.4. Herramientas SIG para modelar la conectividad

El desarrollo de las herramientas de los sistemas de información geográfica SIG, se han diseñado metodologías y técnicas que permiten modelar conectividad y la abordan desde el punto de vista funcional, empleando como criterios de clasificación los recorridos de menor costo o zonas de dispersión, para lo cual se deben asignar valores de jerarquía a los diferentes elementos del hábitat (variables ecológicas y ambientales) y así obtener las zonas de menor resistencia (Bennett 1999, Theobald 2006). Dentro de estas técnicas y metodologías existen algunas en las que se modelan las rutas de menor costo (least cost

path), este tipo de modelo matemático y algoritmo de búsqueda de rutas óptimas es una herramienta poderosa para evaluar la conectividad en paisajes fragmentados. Permite cuantificar la facilidad o dificultad de movimiento entre parches de hábitat y ofrece información valiosa para la conservación y planificación del paisaje. (Adriaensen et al., 2003).

Para empezar, la construcción de una matriz de costo que representa un mapa de resistencia o fricción en el paisaje, donde cada píxel tiene un valor numérico que indica el costo energético asociado con atravesar ese espacio. Estas matrices de costo son fundamentales para calcular trayectorias de menor costo entre diversos orígenes y destinos a través de la red de píxeles, por ejemplo, entre las diferentes áreas protegidas, parches, zonas de aprovechamiento (GEASIG —Especialistas en SIG y Medio Ambiente, 2019).

Del mismo modo, la generación de una superficie de fricción representa una forma más suave y continua de modelar la resistencia en el paisaje, incorporando múltiples sistemas planetarios y proporcionando una visión más detallada de cómo estos factores influyen en la conectividad y el movimiento a través del entorno geográfico.

Adicionalmente, la conjunción de avances biológicos y herramientas tecnológicas especializadas ha permitido una comprensión más completa y precisa de la conectividad ecológica. Esto es esencial para la conservación y gestión de la biodiversidad en paisajes que enfrentan desafíos como la fragmentación y la pérdida de hábitat (Mcrae et al., 2016), atributos de la biodiversidad que pueden potenciar los modelos paisajísticos incrementando la predicción de los modelos de conectividad que se generan en estos programas.

2.5. Estrategias de conservación-conectividad

Por otra parte, una de las estrategias de conservación que se emplean actualmente está en los modelos de áreas protegidas, donde los ecosistemas están protegidos por la normatividad y en el caso colombiano es gestionado por el sistema nacional de áreas protegidas SINAP, cuando se desea evaluar la conectividad de un área protegida, es necesario resaltar que estas áreas se encuentran enmarcadas en una función de protección y mantenimiento de la diversidad biológica, a través de medios jurídicos, instrumentos de gestión y estrategias articuladas para favorecer al cumplimiento de los objetivos de conservación del país (MinAmbiente, 2012) dentro de las cuáles las herramientas SIG permiten generar insumos para el manejo de estas áreas.

Así mismo, el ideal es que estas áreas en su totalidad sirvan de hábitat para las especies y permitan su libre movilización, por tal motivo, es de mayor importancia analizar la capacidad de sostenimiento de la biodiversidad, que establecer los corredores ecológicos en su interior, al centrarse en modelos específicos de hábitat y necesidades de especies, puedes crear estrategias de conservación más efectivas y adaptadas a la realidad biológica de las especies en cuestión. Este enfoque holístico puede contribuir significativamente a la gestión sostenible de la biodiversidad en las áreas protegidas del país. (Fandiño y van Wyngaarden 2005).

2.6. Estado del conocimiento conectividad ecológica

Con relación a la conectividad ecológica, investigadores como Adriaensen y colaboradores (2003) analizaron el uso de la herramienta de modelamiento de “menor costo” y que se ha encontrado efectiva para determinar la conectividad funcional. Esta técnica es valiosa en la toma de decisiones afines con la conservación y gestión del paisaje, así como

lo comprobaron Cushman y colaboradores (2008), entre otros muchos autores que la han empleado (Theobald 2006, Gonzales y Gergel 2007) ya que es la herramienta de más uso actualmente para apreciar la conectividad.

En cuanto al análisis de los requerimientos de los diferentes hábitats, la especialización de especies a entornos particulares, existen distintas ópticas de desarrollo basadas en los datos de presencia-ausencia, el uso de regresión logística y modelos de selección de recursos es una práctica sólida en la ecología y la conservación, proporcionando información valiosa sobre la relación entre las especies y su entorno (Palomares 2001, Nielsen et al., 2004, Wintle et al., 2005, FitzGibbon et al., 2007).

En Colombia, se han realizado estudios en la cuenca Media y Alta del río Tunjuelito en los cerros Orientales de Bogotá, especialmente utilizando parámetros métricos de estructura y rutas de menor costo para analizar la fragmentación y conectividad. Además, la inclusión de datos de distribución de especies, como el zorro, obtenidos mediante indagación a los pobladores, agrega un componente valioso de participación comunitaria, Phillips y Navarrete (2009), a combinación de análisis de estructura del paisaje con la identificación de rutas de menor costo es una estrategia sólida para comprender y conservar la conectividad ecológica en paisajes fragmentados como la zona sur de Usme. Este enfoque puede tener implicaciones significativas para la preservación de la biodiversidad y el diseño de estrategias de manejo del paisaje.

De esta manera, Gómez-Mora y colaboradores (2005) El trabajo realizado por García (2009) en la Cuenca Media y Alta del Río Otún, utilizando métricas del programa "Fragstats" para establecer un corredor en la cordillera Central y evaluando la calidad de hábitat para el zorro perruno (*Cerdocyon thous*), es un enfoque integrador y multifacético.

Finalmente, García (2009) en la semejante zona evaluó el rango de hogar de individuos de *Cerdocyon thous* (zorro común) en desiguales coberturas vegetales, empleando exploraciones de huellas y telemetría con GPS, es una aproximación valiosa para comprender los patrones de movimiento y utilización del hábitat por parte de esta especie (Isaacs Cubides Paola Johanna, 2011).

En otras especies, caso particular los abejorros, son considerados de vital importancia para los ecosistemas dada su función de polinización; estas especies dependen en mayor o menor medida de hábitat natural (Viana et ál 2012), por lo tanto, el papel crucial de los organismos polinizadores en la provisión del servicio de polinización y, por ende, en la reproducción de muchas plantas, destaca la importancia de mantener un hábitat saludable y funcional para estos organismos.

2.7. Estrategias y acciones para la conectividad

Teniendo presente que la fragmentación se define como el proceso de dividir un hábitat continuo en fragmentos discontinuos generando la pérdida de conectividad, los cuales quedan aislados entre sí por una matriz que presenta propiedades diferentes a las del hábitat original, tal como se ha señalado en investigaciones previas de Fischer y Lindenmayer, 2007; Forman y Godron, 1986, los principales efectos de la fragmentación a nivel del paisaje incluyen la reducción en el tamaño y la calidad de los hábitats boscosos, el aumento de la longitud de los bordes y del número de fragmentos, así como la pérdida de conectividad.

Los corredores biológicos o de conectividad son áreas de conexión que permiten el flujo de especies entre fragmentos de hábitats naturales, contribuyendo a mantener la diversidad biológica y a mitigar los efectos negativos de la fragmentación del paisaje. En

Colombia, Ecuador y Perú, la implementación de corredores biológicos ha sido una estrategia de conservación adoptada desde la década de 1990 (Freile, J., et al 2022).

Por esta razón, la medición de la cantidad de fragmentación en un paisaje se puede evaluar a través de diferentes metodologías, una muy ideal es el método de contagio, utilizando con datos las coberturas, composición vegetal, distancia a diferentes aspectos del territorio y los usos del suelo, los cuales se han convertido en un registro binario (natural/transformado) en formato geotiff, esta medida de fragmentación arroja valores en un rango que va de 0 a 1, y estos valores están determinados por el patrón que se detecta en la imagen. En esta escala, el valor 0 representa un paisaje íntegro y no fragmentado, mientras que el valor 1 indica la fragmentación máxima, donde los píxeles que representan la cobertura natural se encuentran separados unos de otros, donde la conectividad ecológica se ve altamente afectada (Escobar et al 2022).

Es así como, como diferentes estudios enfocados en la conectividad del paisaje han evidenciado la importancia de promover corredores y otras estrategias que permitan esta movilidad, por ejemplo, Cranmer et ál. (2012), El estudio sobre la respuesta del abejorro *Bombus spp.* y sus pautas de vuelo en relación con modelos lineales en el paisaje, específicamente con cercas vivas de *Salvia pratensis*, es una contribución valiosa para comprender la importancia de la conectividad en la ecología de polinizadores. (Kortsch, S., et al., 2023).

De igual forma, Valdivia 2003, estudió El estudio que describe el efecto de la fragmentación sobre los abejorros, destacando que la relación entre la cantidad de flores es menor en fragmentos de bosque en comparación con el bosque continuo, pero la tasa de elaboración de néctar y la concentración de azúcar no difirieron entre las flores de ambas

condiciones, revela información interesante sobre la interacción entre la fragmentación del hábitat y la disponibilidad de recursos para los polinizadores, donde los únicos polinizadores observados en *L. tosee*, el picaflor chico *Sephanoides sephaniodes* y el abejorro gigante *Bombus dahlbomii* presentaron menos cantidades y tasas de visitas a las flores de *L. rosea* en los fragmentos de bosque.

En nuestro país, estudios como el presentado por Castro 2017, evidenció que La importancia de las abejas silvestres, en particular del género *Bombus*, en la conservación de ecosistemas fríos como el Bosque Alto Andino y el Páramo es fundamental. Estas abejas son adaptadas para soportar bajas temperaturas y desempeñan un papel esencial en la polinización de plantas nativas en estos entornos. La preservación de estas abejas no solo es crucial para su supervivencia sino también para la salud de los ecosistemas en los que operan. Aunque hay iniciativas de conservación, como la Iniciativa Colombiana de Polinizadores (ICPA), es claro que su implementación puede enfrentar desafíos en algunas zonas de protección del país.

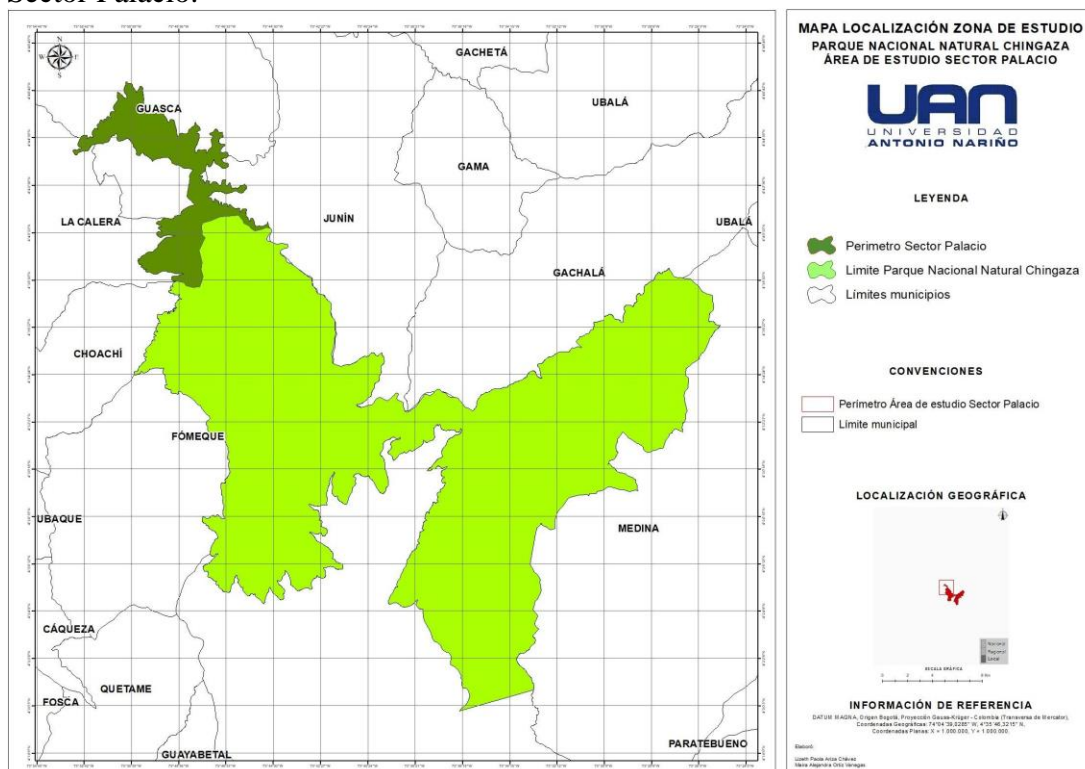
Se reconoce entonces, una falta de estudios en abejorros silvestres como *Bombus sp.* y en el tipo de recursos alimenticios, establecer lugares y elementos para hacer nidos y refugios es crucial para la conservación de la fauna, especialmente en paisajes fragmentados. Aquí hay algunas estrategias y elementos que pueden ser implementados para facilitar la creación de nidos y refugios (Brosi et al 2008), por esta razón esta investigación evaluó como la aptitud ecológica y los modelos de coste permiten conocer la conectividad ecológica en la zona de estudio y trazar redes de corredores biológicos que permitan mejorar la movilidad y conservación del servicio ecosistémico que estas especies cumplen.

3. Metodología

3.1. Área de estudio

El Parque Nacional Natural Chingaza es declarado como tal en el año 1977, este se conforma por 76.600 hectáreas de área protegida y se encuentra en jurisdicción de los municipios de la Calera, Choachí, Fómeque, Gachalá, Guasca, Junín y Medina en Cundinamarca, El Calvario, Cumaral, Restrepo y San Juanito en el Meta (Cárdenas, G., & Vargas, O., 2008), siendo así áreas importantes para la conservación y preservación de los ecosistemas de Bosques andinos (PNN, 2016, Ariza et al 2022).

Figura 1. Mapa de localización de zona de estudio Parque Nacional Natural Chingaza, Sector Palacio.



Nota: Se identifica con tono rojo la zona de estudio, es el área noroccidental del Parque Nacional Natural Chingaza. Elaboración propia.

3.2. Análisis del Paisaje para la identificación de las áreas de menor costo energético

3.2.1. Identificación de Coberturas Vegetales

Para los diferentes análisis del presente estudio se usaron las capas de la cobertura de la tierra del año 2021 generados por Ariza et al 2022, en donde se usa como fuente principal las capas de uso y cambio de uso del suelo para los periodos 2001-2021 y las imágenes satelitales Landsat 8 (Tabla 1). Para efectos prácticos de análisis a grado de paisaje y modelamiento de la conectividad funcional donde se realizó una reclasificaron las categorías de los años 2001, 2011 y 2021 de acuerdo con los siguientes criterios:

- El esclarecimiento de las clases según metodología Corine Land Cover (de acuerdo con la agrupación por niveles que realiza Corine Land Cover).
- La posibilidad de similitud ecológica y dinámica de evolución entre ecosistemas puede depender de varios factores, incluyendo características composicionales, estructurales, procesos y patrones de transformación.
- Congruencia espacial de clases o categorías de cobertura y usos del suelo.

Tabla 1. Leyenda Cobertura de la Tierra para la capa oficial del IDEAM en el periodo 2021.

Leyenda Cobertura de la Tierra 2021	Área (HA)	% Área
2.3.1. Pastos limpios	7,81	0,10%
2.3.3. Pastos enmalezados	21,97	0,30%
2.4.4. Mosaico de pastos con espacios naturales	66,73	1,00%
3.2.1.1.1.1. Herbazal denso de tierra firme no arbolado	1.639,52	25,50%

Nota. Tomado de Ariza et al 2022.

3.2.2. Selección de especies focales

Se seleccionaron las especies de fauna *Bombus rubicundus*, *Bombus hortulanus* y *Bombus funebris* dada su importancia en la polinización de los frailejones presentes en la zona evaluada, para esto se tomaron los registros reportados por Ariza et al 2022 (Tabla 2).

Tabla 2. Número de registros de las especies de *Bombus sp.* presentes en la zona

Especie	N.º Registros
<i>Bombus rubicundus</i>	165
<i>Bombus hortulanus</i>	37
<i>Bombus funebris</i>	41
Total	243

Nota. Tomado de Ariza et al 2022.

3.2.3. Matriz de resistencia

La matriz de resistencia es una herramienta utilizada para representar la dificultad percibida por una especie o proceso específico al desplazarse a través de diferentes tipos de hábitats en un paisaje. Esta matriz asigna valores que indican la resistencia relativa de cada tipo de hábitat o "celda" en el paisaje. (Rudnick et al., 2012; Spear et al., 2010). Por lo tanto, La regla general es que valores bajos de resistencia indican hábitats que facilitan el movimiento, mientras que valores altos indican hábitats que dificultan o imposibilitan el movimiento (Etter et al., 2011).

Para la construcción de la matriz, todas las variables se estandarizaron en una escala de 1 a 100, donde el valor máximo o cercano a 100 expresa condiciones al desplazamiento de especies, materia y energía, mientras que, valores de cercanos a 1 se asumen como poca restricción de movilidad por los diferentes elementos del paisaje, esto con el fin de asignarle

el mismo peso ponderado a todas las variables. Las variables empleadas en cada una de las dimensiones fueron (Tabla 3):

Tabla 3. Variables utilizadas para la construcción de la matriz de resistencia

Variable	Original	Cita	Fuente
Distancia drenajes	Drenaje sencillo	IGAC, 2015	https://www.colombiaenmapas.gov.co/?e=-83.10801379883216,0.3399127499497691,-70.5616270800855,9.394218688500295,4686&b=igac&u=0&t=23&servicio=206 Datos desde ArcGIS Online en ArcMap
Distancia Vías	Transporte Terrestre	IGAC, 2015	https://www.colombiaenmapas.gov.co/?e=-83.10801379883216,0.3399127499497691,-70.5616270800855,9.394218688500295,4686&b=igac&u=0&t=23&servicio=206
	Vías Open Street Maps	OMS	Datos desde ArcGIS Online en ArcMap
Vegetación no arbórea	Percent_NonTree_VegetationB	DiMiceli, C., Sohlberg, R., Townshend, J. (2022). <i>MODIS/Terra Vegetation Continuous Fields Yearly L3 Global 250m SIN Grid V061</i> [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes Distributed Active Archive Center. Accessed 2023-10-26 from https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD44B.061	https://lpdaac.usgs.gov/products/mod44bv061/
Índice De Vegetación Mejorado (EVI)	500m 16 days EVI	Didan, K. (2021). <i>MODIS/Terra Vegetation Indices 16-Day L3 Global 500m SIN Grid V061</i> [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes Distributed Active Archive Center. Accessed 2023-10-26 from https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD13A1.061	https://lpdaac.usgs.gov/products/mod13a1v061/

Índice de aridez	Global Aridity Index and Potential Evapotranspiration Climate Database v2	Trabucco, A., and Zomer, R.J. 2018. Global Aridity Index and Potential Evapotranspiration (ET0) Climate Database v2. CGIAR Consortium for Spatial Information (CGIAR-CSI). Published online, available from the CGIAR-CSI GeoPortal at https://cgiarcsi.community	https://cgiarcsi.community/2019/01/24/global-aridity-index-and-potential-evapotranspiration-climate-database-v2/
DEM	Shuttle		https://www.usgs.gov/centers/eros
Pendiente	Radar Topography Mission (SRTM)		

Nota: Elaboración propia.

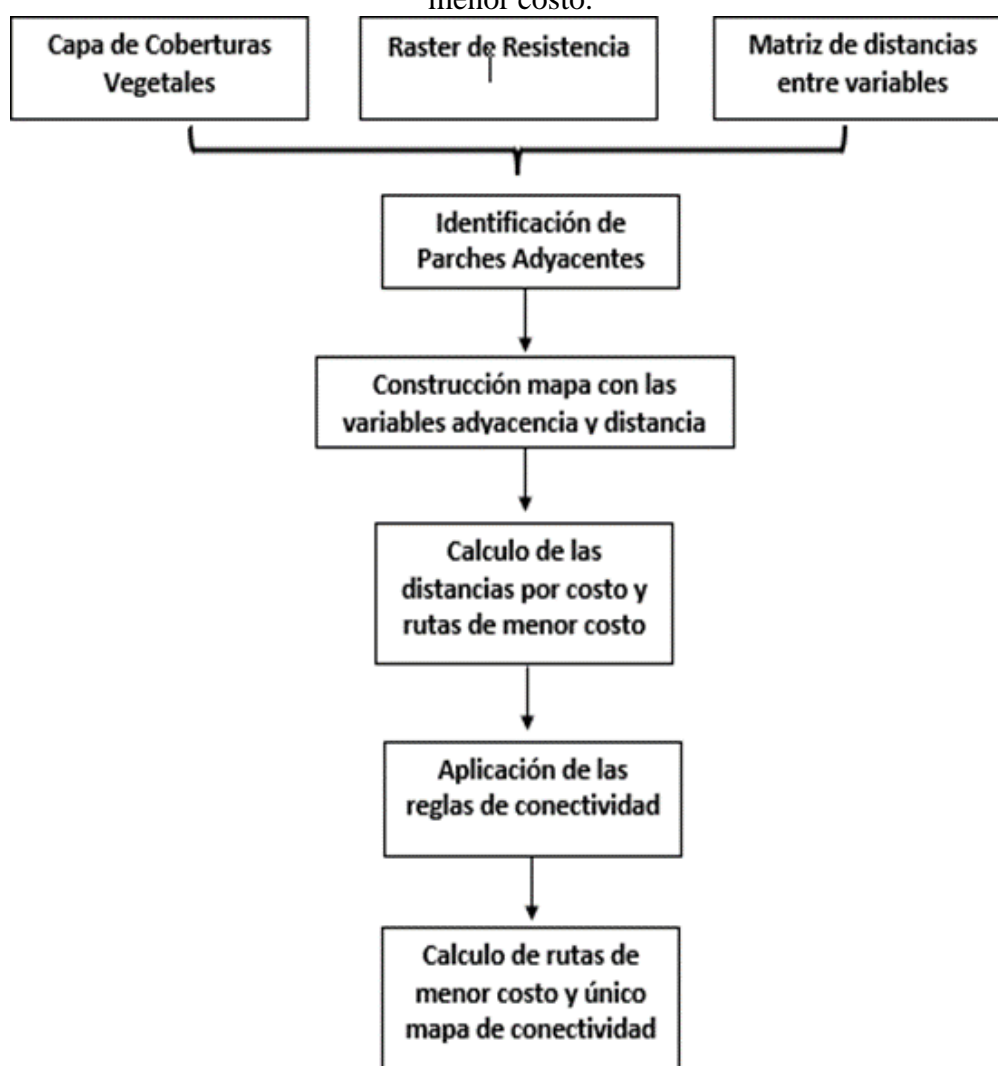
3.2.4. Análisis de conectividad con Linkage Mapper

Con el archivo de cobertura vegetal y la matriz de resistencia se realizó el modelamiento de corredores de conectividad utilizando la extensión de Linkage Mapper versión 2.0 (McRae y Kavanagh, 2017). El procesamiento se realiza se basó en cinco pasos y empleo un archivo en formato vector de los parches hábitat o nodos, un archivo en formato ráster de la matriz de resistencia, y de modo opcional una tabla en archivo de texto donde se indica la distancia euclidiana entre los parches hábitat (Figura 2):

- El primer paso del proceso se identificó las áreas centrales adyacentes de cada parche a partir de la elaboración de archivos ráster de distancia euclidiana entre parches nodos y la ponderación de dichas distancias por la resistencia.
- El segundo paso creó una red de vectores de líneas rectas que enlazan los parches nodos utilizando datos de áreas centrales adyacentes y distancia.
- El tercer paso, se calcularon las distancias ponderadas por costo (resistencia) y las rutas de menor costo entre los parches nodos.

- En el cuarto se implementaron reglas de conectividad de 3 celdas, es decir, indicar el máximo número de conexiones posibles de cada parche.
- El quinto paso combinó los corredores de conectividad de menor costo en un archivo, ósea las rutas de menor costo agrupadas con la distancia mínima y el menor costo entre parche de origen y un parche destino.

Figura 2. Diagrama de flujo construcción del mapa de conectividad a partir del modelo de menor costo.



Nota: Elaboración propia.

3.2.5. Construcción de modelos de conectividad

La agrupación de las especies y ejecución de los modelos de corredores de conectividad se fundamentaron en la obtención de información sobre la disposición de dispersión promedio de las especies, el área mínima solicitada por un individuo y el tipo de cobertura empleada como hábitat generalmente implica un enfoque multidisciplinario que combina revisión bibliográfica, datos de campo y el criterio de expertos.

Adicionalmente, se emplearon datos de los muestreos con los que fue viable fortificar los criterios de agrupación.

3.2.6. Capacidad de dispersión

El cálculo de la capacidad de dispersión de las especies se realizó empleando la probabilidad de dispersión cero a partir de la ecuación núcleo de dispersión exponencial negativa (Saura et al., 2018), la cual, calcula la probabilidad de que una especie se disperse una distancia determinada, basándose en su dispersión promedio.

Donde el promedio es la dispersión promedio de la especie y D es la distancia a la cual se quiere calcular la probabilidad p .

El mapa de aridez se elaboró considerando la relación entre la cantidad de precipitación y la evapotranspiración potencial, este mapa nos ayuda a identificar las zonas con déficit o excesos de agua de lluvia que influyen en la sostenibilidad de los ecosistemas el cual se basa en la metodología desarrollada por Trabucco y Zomer en 2018, dado que el agua es un recurso crucial que limita la actividad biológica, la aridez puede llevar a una disminución tanto en la productividad ecológica como económica de los ecosistemas terrestres, como lo indican los estudios de Trabucco y Zomer, 2018.

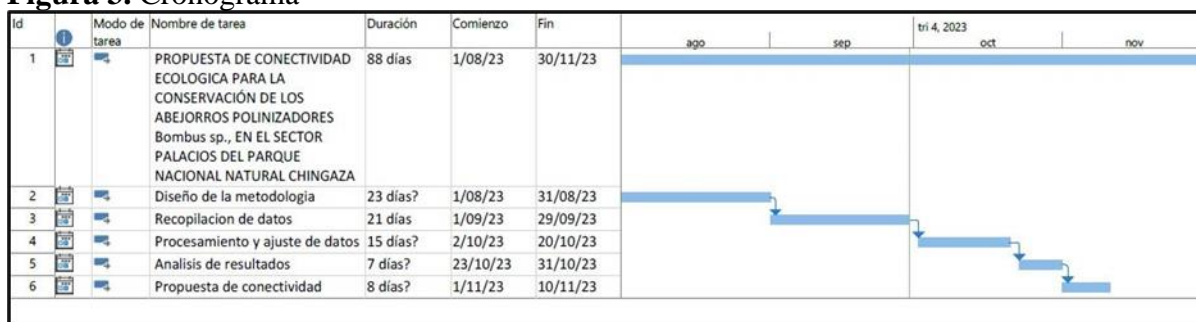
El mapa generado para el índice de vegetación no arbórea es un enfoque esencial para comprender y evaluar la diversidad y dinámica de los ecosistemas que no están dominados por árboles. A menudo, se centra en áreas como pastizales, matorrales, arbustos, vegetación herbácea y otros tipos de cobertura vegetal que no son predominantemente arbóreos, incluyendo algunos aspectos claves para el análisis como, la composición del paisaje, la distribución espacial, la estructura y altura de la vegetación, la cobertura del suelo, los ciclos de vida y dinámica poblacional, las interacciones ecológicas y los efectos del uso de la tierra y la perturbación.

Este análisis del índice de vegetación no arbórea se realizó utilizando técnicas de muestreo, relevamientos de campo, imágenes de satélite, sistemas de información geográfica (SIG) y teledetección, la información recopilada a través de este es esencial para la planificación de la conservación de ecosistemas, la restauración de paisajes degradados y la gestión sostenible de áreas no forestales, también proporciona información valiosa para comprender cómo los cambios en la vegetación no arbórea pueden afectar la biodiversidad, la calidad del suelo y los servicios ecosistémico.

3.3. Cronograma

Se realiza la planeación para el cumplimiento de los objetivos del presente trabajo como se ilustra en la figura 3:

Figura 3. Cronograma



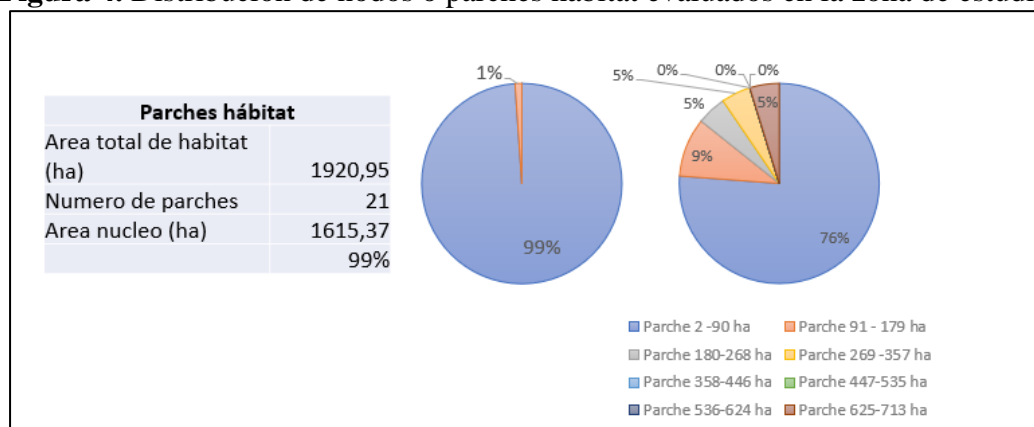
4. Resultados y discusión de resultados

4.1. Análisis del paisaje para la identificación de las áreas de menor costo energético

4.1.1. Definición y evaluación de nodos

Se definieron los parches de hábitat o nodos de interés teniendo como base las coberturas vegetales de mayor presencia de individuos, para el caso de los Abejorros *Bombus sp*, las coberturas vegetales como los herbazales y arbustales representan los hábitats con mayor potencial de distribución por las características bióticas y ambientales de estas zonas de interés.

Figura 4. Distribución de nodos o parches hábitat evaluados en la zona de estudio.



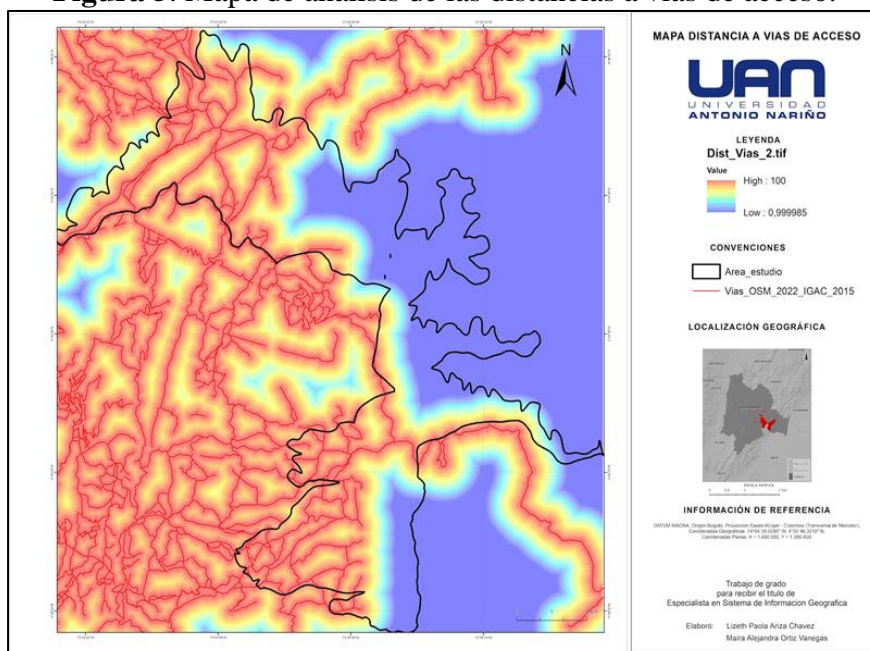
Nota: Elaboración propia.

De lo anterior, se evidencio que 21 parches hábitat corresponden a la cobertura de herbazales y arbustales (figura 4) correspondiente a un área de 1920,9 hectáreas, donde, 99% puede ser estimada como hábitat de calidad (1615,3 ha). En su mayoría el hábitat para la especie está conformada por fragmentos continuos de 2 a 90 ha (76% del área total del hábitat), no obstante, 1 % restante se conforma de un 9% de parches entre 91 a 179 ha, 5% parches de 180 a 268 ha, 5% parches 269 a 357 ha, y 5% parches de 625 a 713 ha.

4.1.2. Distancia a vías

En la zona de estudio observamos que el costado occidental, noroccidental y suroccidental presenta mayor interacción con las vías, adicionalmente en el centro de la zona una vía atraviesa totalmente las coberturas naturales siendo el lugar de mayor afectación por la infraestructura vial, en el mapa (Figura 5) las tonalidades rojas indican los zonas en donde la distancia a vías es menor, por consiguiente estos sectores generan afectación en la capacidad de dispersión y desplazamiento de los abejorros.

Figura 5. Mapa de análisis de las distancias a vías de acceso.



Nota: Los tonos rojos indican los sitios donde la infraestructura vial representa mayor fricción para el desplazamiento de los abejorros.

Diversos estudios han identificado una serie de efectos perjudiciales de las infraestructuras viales en la biodiversidad, incluyendo la contaminación acústica, los accidentes de fauna por atropellamiento, la interferencia en los recursos naturales, la disminución de la capacidad de desplazamiento de las especies, las alteraciones en los

patrones reproductivos, la contaminación de cuerpos de agua y suelo, la fragmentación y degradación de hábitats naturales, así como modificaciones en los microclimas (Arroyabe, 2006).

Adicionalmente, se ha demostrado que las infraestructuras de transporte, en todas sus fases, desde la concepción y diseño hasta su construcción y operación, constituyen un factor determinante tanto directo como indirecto en la alteración y pérdida de los entornos naturales debido a cambios en el uso del suelo, su influencia se extiende más allá de lo físico, repercutiendo en aspectos sociales, económicos y culturales, así mismo perturban procesos esenciales en los ecosistemas, como el desplazamiento de materiales y seres vivos, el efecto negativo de diferentes tipos de disturbios en la abundancia de abejas silvestres y la riqueza de especies, donde la pérdida y fragmentación de hábitat son las principales contribuciones, es una preocupación importante en ecología y conservación. (Winfrey et ál., 2009).

Adicional a esto, en la zona evaluada, aunque las carreteras no presentan un nivel alto en cuanto a sus carriles, si se evidencia el paso constante de vehículos de transporte y carga a gran velocidad generando afectaciones a la capacidad de dispersión de los abejorros, de acuerdo a esto Phillips et al., 2020, se ha propuesto que una gestión adecuada que promueva una mejora en la comunidad vegetal diversa en los márgenes de las carreteras puede beneficiar a las comunidades de polinizadores, tanto a escalas a nivel local así como a espaciales más amplias; sin embargo, sobre distancia puede darse una posible influencia negativa de las carreteras y el tráfico, no está claro en qué circunstancias dicha gestión es apropiada y si los márgenes de las carreteras con una alta diversidad de plantas pueden mitigar los efectos negativos del tráfico sobre los insectos polinizadores.

Finalmente, la distancia a las carreteras también afecta directamente la provisión de servicios ecosistémicos en las zonas, en el caso evaluado la provisión del servicio de polinización proporcionado por los abejorros, de acuerdo a Phillips et al., 2020b, la cercanía de las carreteras y otras estructuras viales están asociadas a generar afectaciones para proporcionar servicios ecosistémicos por tres razones principales:

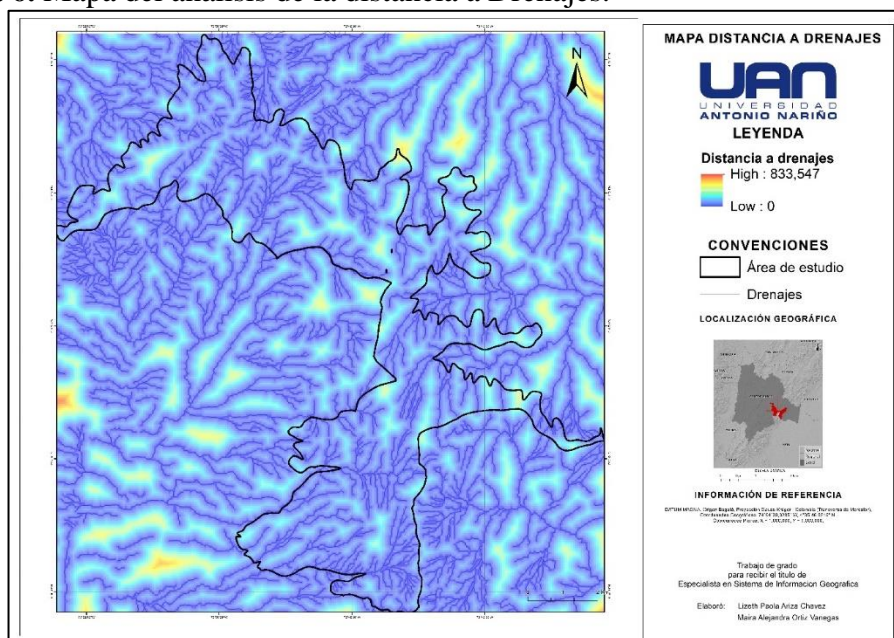
- (a) las carreteras y el tráfico producen contaminación ambiental del aire y el agua y suelos, que la regulación de los servicios ecosistémicos pueden mitigar; (b) afectaciones de la carretera ocurren donde las personas viven y/o se mueven, proporcionando alta demanda de servicios ecosistémicos en cantidad y calidad y (c) las afectaciones de las carreteras generalmente ocurren en densidades más altas en paisajes más modificados por el hombre, donde hay una baja suministro de fondo de muchos tipos de servicios proporcionada dependerá de las características del hábitat (por ejemplo, tamaño y tipo de hábitat), en nuestro caso los ecosistemas de páramo y bosque alto andino productores y reguladores del recurso hídrico

4.1.3. Distancia a ríos

En la zona es evidente la gran cantidad de drenajes naturales característico de estos ecosistemas de páramo y bosques altoandinos las cuales se encuentran la Quebrada Piedras Gordas, Quebrada Cascadas, para el caso de los abejorros *Bombus sp.* presentes en la zona esta oferta hídrica

Es importante ya que ofrece un recurso indispensable para cumplir con su ciclo vital y la función ecosistémica de polinización, los tonos azules representan las zonas donde la distancia a los drenajes (Figura 6) facilita la movilidad y desplazamiento de los abejorros.

Figura 6. Mapa del análisis de la distancia a Drenajes.



Nota: Las tonalidades azules resaltan los espacios donde la distancia a los cuerpos hídricos es menor generando condiciones adecuadas para los abejorros.

Es así como la oferta hídrica, ejemplo los ríos y drenajes naturales se erigen como valiosas arterias acuáticas que facilitan la movilidad de población, ya que su presencia está asociada con diferentes coberturas vegetales que ofrecen corredores naturales para los abejorros estudiados; en el área de investigación se pueden identificar pautas de pérdida de coberturas naturales atribuibles a la actividad minera, particularmente en proximidad a cuerpos de agua, afirma Guix, J. C. (2021). La reproducción y la movilidad vegetal están intrínsecamente vinculadas a los métodos de polinización y esparcimiento de semillas por animales. De este modo, la conectividad funcional proporcionada por la disponibilidad de recurso hídrico es de vital importancia para la conservación de numerosas especies de plantas, insectos y vertebrados, así como para mantener las redes de asociaciones ecológicas.

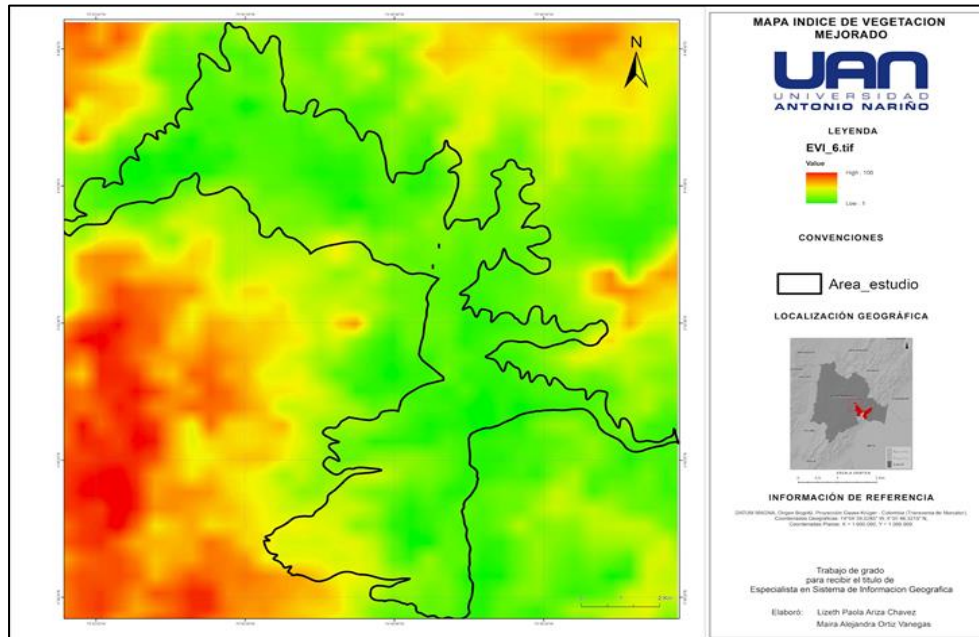
Así mismo, como lo afirma Zhang et ál. 2007, El abastecimiento de servicios ecosistémicos es crucial para los sistemas agrícolas en agropaisajes, ya que dependen en

gran medida de los servicios provistos por los ecosistemas naturales, especialmente los servicios de provisión y regulación. En el caso del servicio de polinización Aizen et ál. 2008 indicó que la diferencia entre la capacidad de cumplir la función en ecosistemas es crítica si se considera que el área sobre utilizada por cultivos que dependen de polinizadores aumentó un 23% entre 1961 y 2006 en promedio mundial.

4.1.4. Índice de fragmentación

De acuerdo al análisis generado a partir del método de contagio, utilizando como datos las coberturas y los usos del suelo correspondientes al año 2021, evidencian en el mapa (Figura 7) que en general un bajo índice de fragmentación (Tonalidad Verde que corresponde al rango de 1%- 20%) en la mayor parte de la zona de estudio; esto indica que el modelo de conservación empleado por Parque Nacional Natural Chingaza ha sido exitoso, sin embargo, resaltamos que las zonas cercanas conocidas como zonas de amortiguamiento presentan tonalidades rojas indicando altos valores de fragmentación.

Figura 7. Mapa de análisis del Índice de fragmentación de la vegetación para la zona estudiada.



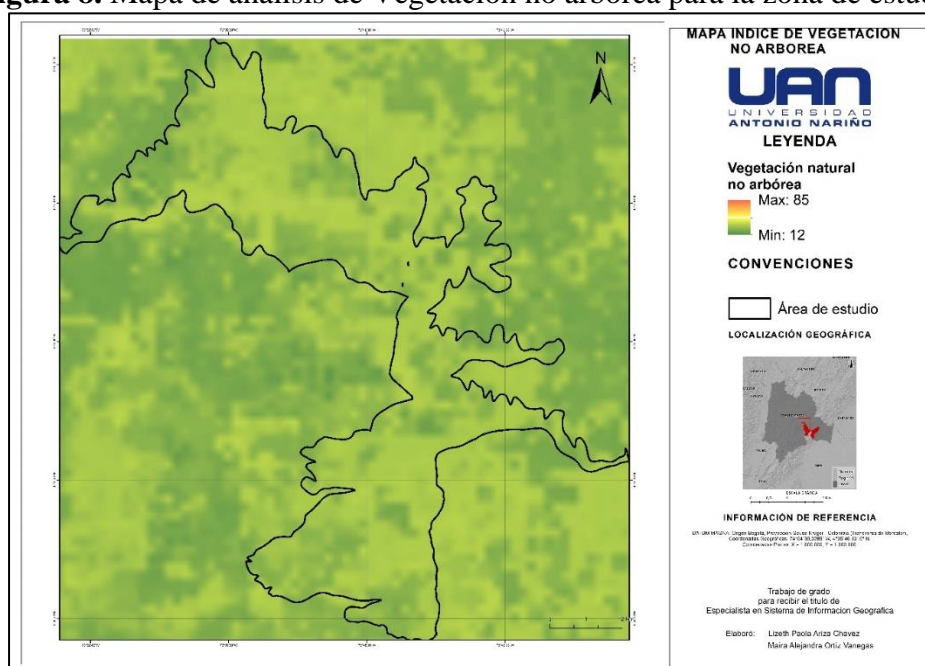
Nota: Las tonalidades rojas representan las áreas con mayor fragmentación. Elaboración propia.

Para los abejorros *Bombus sp.* presentes en la zona, la baja fragmentación permite un desarrollo de su función ecosistémica de polinización de forma óptima, varios estudios han evidenciado como varias de las amenazas sobre los polinizadores proceden en la actualidad de la pérdida, degradación y fragmentación del hábitat (Potts et ál., 2010). De igual forma, si el efecto de esta fragmentación es fuerte, el aislamiento de una población fragmentada puede tener consecuencias significativas para la polinización, especialmente si la población local es pequeña o si los polinizadores de extenso alcance evitan interactuar con poblaciones pequeñas (Kearns et ál., 1998). Por ejemplo, se ha detectado que la disminución de poblaciones de géneros de abejorros en Norteamérica también se da por bajo flujo genético a causa de la fragmentación del hábitat (Cameron et ál., 2011).

4.1.5. Índice vegetación no Arborea

Al analizar el mapa de distribución de la vegetación No arborea (Figura 8), se evidencia una presencia alta en coberturas como arbustales y pastizales generalmente de porte bajo, las mayores densidades de este tipo de coberturas están en la zona norte, noroccidental, centro y suroccidental del área de estudio, destacándose en este tipo de coberturas los herbazales densos no arbolados como el de mayor abundancia para la zona.

Figura 8. Mapa de análisis de Vegetación no arborea para la zona de estudio.



Nota: Las tonalidades rojas representan las coberturas con menor predominancia de árboles en la zona de estudio. Elaboración propia.

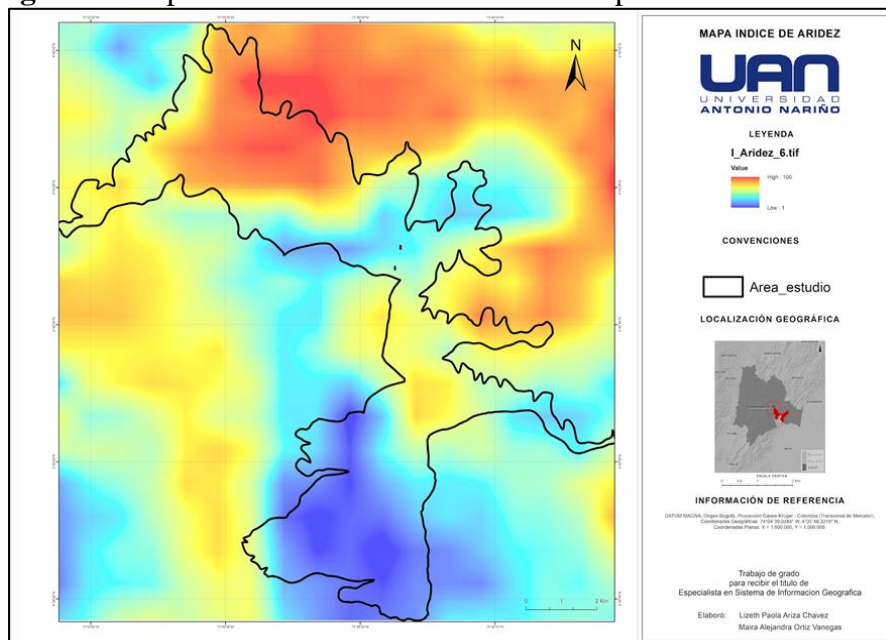
Este tipo de vegetación de los páramos está asociada a frailejones y pajonales (Ariza et al 2022) dónde los individuos de las especies de *Bombus sp.* analizados encuentran el recurso floral típico de sus estrategias de forrajeo que son especies como *Espeletia sp.*, aunque también encontramos que frecuentan flores de la especie *Gaultheria anastomosans* fue preferida como fuente de néctar por *B. hortulanus* y *B. rubicundus* prefirió *Hypericum*

goyanesii como origen de polen mientras que *B. funebris* prefirió *Trifolium repens* como fuente de néctar como es afirmado por Fernández 2012.

4.1.6. Índice de aridez

En este mapa (figura 9), los valores cercanos a 1 indican una disponibilidad reducida de humedad para el incremento potencial de la vegetación, mientras que los valores cercanos a 1 señalan una mayor disponibilidad de humedad y un menor riesgo de aridez, especialmente en espacios donde existen intervenciones humanas de alto impacto, en nuestra zona de estudio la menor disponibilidad de humedad se da para el sector nororiental y centro oriental, estas áreas pueden presentar limitantes en la capacidad de movilidad de los abejorros dado que estos requieren de una cantidad de humedad relativamente alta para su termorregulación durante el vuelo, Heinrich 1993, indica que el efecto de la temperatura y humedad sobre los abejorros voladores varía entre su capacidad mínima y máxima de aleteo, si el músculo está demasiado frío, la frecuencia del aleteo se vuelve demasiado lenta para volar, si está demasiado caliente, la abeja puede morir de postración por calor.

Figura 9. Mapa de análisis del Índice de Aridez para la zona de estudio.



Nota: Las tonalidades rojas representan las zonas donde el índice de aridez es mayor e indica una disponibilidad menor en el porcentaje de humedad. Elaboración propia.

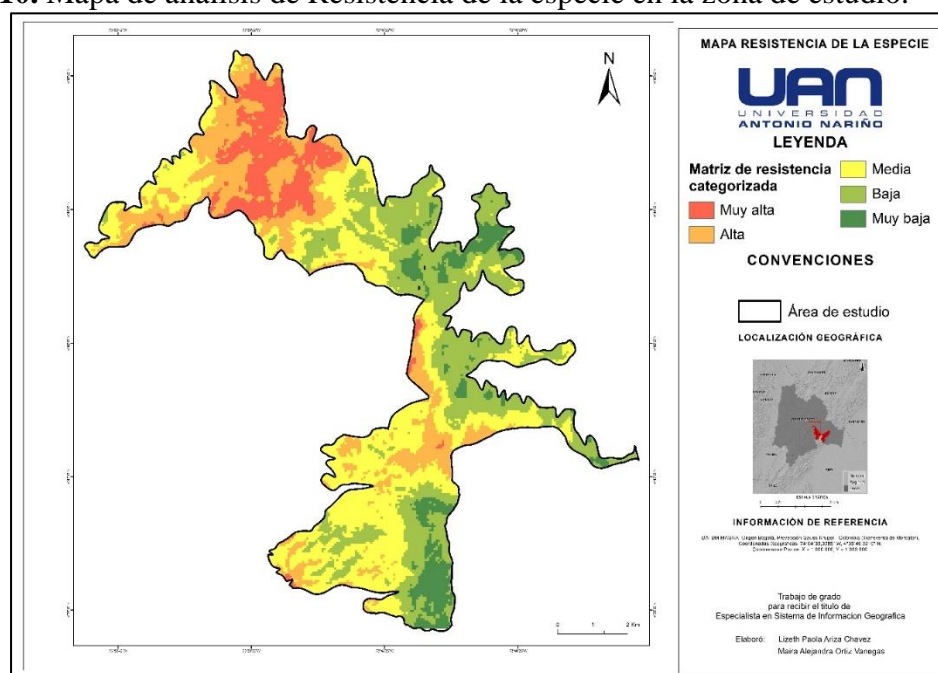
En general, el índice de aridez es, de hecho, una medida más integral que la simple precipitación pluvial, ya que tiene en cuenta tanto la cantidad de lluvia como la demanda atmosférica de evaporación. Es una herramienta valiosa para evaluar la disponibilidad de agua en un área determinada y entender las condiciones de aridez, en este estudio se implementó como una variable de correlación entre las diferentes coberturas vegetales y su capacidad de soportar los eventos de escasez del recurso hídrico, que como lo hemos descrito anteriormente es importante para mantener la viabilidad de las poblaciones de abejorros y su adecuada dispersión en la zona estudiada.

4.1.7. Análisis de Resistencia al desplazamiento de las especies de *Bombus* sp.

El análisis de la ecología del paisaje, los valores de fricción o resistencia al desplazamiento indican el coste o el problema que una especie experimenta al

moverse a través de diferentes tipos de hábitat, en el caso de la zona de estudio, nuestros resultados indican que para los Abejorros *Bombus sp.* presentes las áreas donde se presentan valores de resistencia más altos están al norte y la región occidental predominantemente (Figura10), esto esta correlacionado con la variable de infraestructura vial que genera un incremento en la fricción ocasionada a los individuos de las especies en su movilidad y capacidad de desplazamiento.

Figura 10. Mapa de análisis de Resistencia de la especie en la zona de estudio.



Nota: Las tonalidades rojas representan los espacios de mayor resistencia a la dispersión y movilidad de las especies de abejorros en la zona. Elaboración propia.

El entendimiento de las interacciones entre las comunidades de plantas y polinizadores, así como la consideración de la estructura del paisaje y los factores ambientales, es esencial para abordar los desafíos relacionados con la disminución de la actividad de polinizadores y sus impactos en la producción de frutos y semillas. La conservación de hábitats naturales, la gestión sostenible de la agricultura y la reducción de

prácticas que amenazan a los polinizadores son aspectos clave para preservar este servicio ecosistémico crítico.

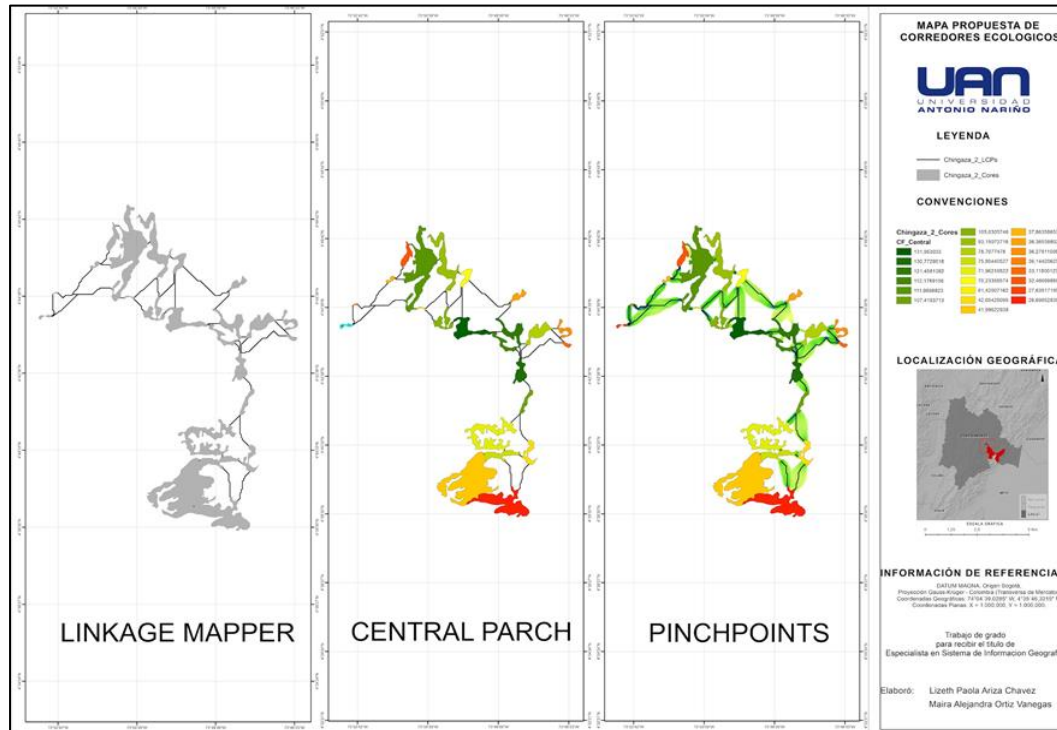
De acuerdo con Kremen et ál. 2007; Fisher et ál. 2009, la abundancia y la salud de las poblaciones de polinizadores y plantas están intrínsecamente ligadas a la estructura y gestión del paisaje. La comprensión y la conservación de estas interacciones son esenciales para promover la biodiversidad y garantizar los servicios ecosistémicos cruciales, como la polinización.

4.2. Conectividad con Linkage Mapper

El mapa representa las rutas adecuadas para el desplazamiento de la especie dentro de la zona de estudio (Figura 11), en la parte izquierda de color gris se observa las rutas de menor costo por la cual la especie se conecta entre las coberturas vegetales permitiendo la dispersión del polen el cual es proceso fundamental para la reproducción de las plantas con flores, promoviendo la variabilidad genética, la biodiversidad y la producción de semillas.

Seguido a ello, el mapa de centralidad de parches permite observar la conectividad entre los parches de hábitat donde el color rojo representa el punto con menor conectividad a diferencia del color verde el cual conecta tres coberturas potencializando el desplazamiento de los Abejorros por esta zona de interés, el resultado de esta información son los cuellos de botella donde se evidencia las rutas con mayor potencial de desplazamiento para la especie y las diferentes acciones que se pueden generar para la conservación de la biodiversidad y el acceso a una variedad de hábitats y recursos.

Figura 11. Mapa del análisis de la propuesta de corredores ecológicos para la zona de estudio.



Nota: A la izquierda el mapa que permite analizar como la aptitud territorial, la delimitación de zonas a conectar o la distancia existente entre estas zonas Linkage Mapper, en el centro las áreas de parches a conectar y a la derecha los pinch-points son sitios del paisaje donde existe un alto flujo de movimiento y por tanto donde se generan cuellos de botella. Elaboración propia.

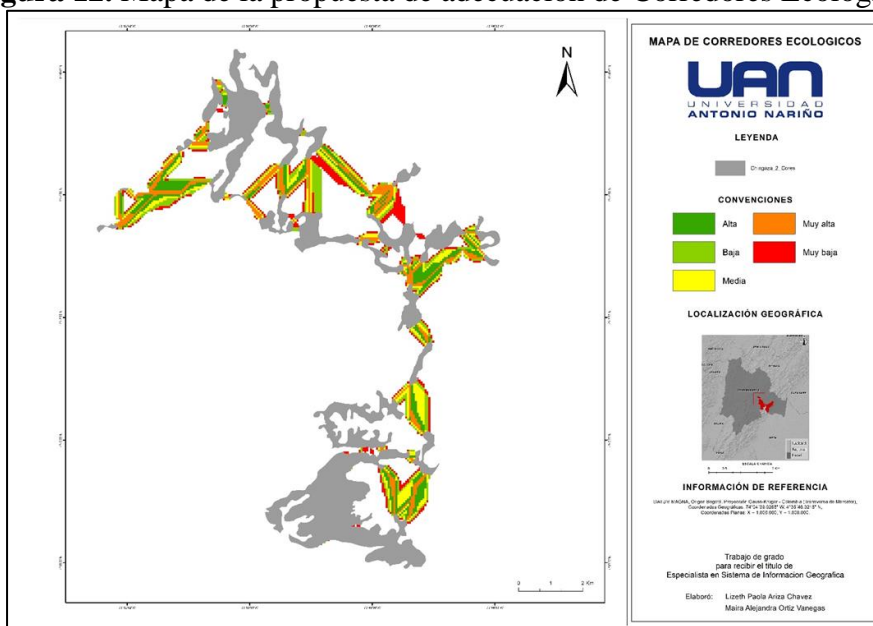
La planificación cuidadosa, la participación comunitaria y la consideración de las necesidades específicas de las especies locales son cruciales para el éxito de los corredores biológicos. Además, estos esfuerzos a menudo requieren coordinación entre diversos actores, incluyendo gobiernos, organizaciones ambientales y comunidades locales (Colorado et al., 2017), en esta propuesta estamos identificando las zonas de mayor costo energético al cambiar de tipo de coberturas o cruzar zonas afectadas por infraestructura vial o disminución en la disponibilidad hídrica generando a los abejorros una red de posibles rutas para su desplazamiento y menor costo energético.

4.3. Propuesta de corredores Ecológicos

De acuerdo con los mapas anteriormente analizados y los efectos que se evidencian en algunas áreas de la zona evaluada especialmente en la parte occidental, noroccidental y central donde el costo energético es mayor, proponemos una serie rutas de corredores ecológicos que permitan mejorar la conectividad entre las diferentes coberturas.

Se propone generar un corredor en la zona noroccidental especialmente a la entrada del área de conservación, un corredor en la parte central que recorre occidente a oriente y norte a sur conectando coberturas donde el costo energético es alto y finalmente tres corredores en la zona sur oriental donde también se observa la afectación en la conectividad (Figura 12); donde, el color naranja indica un muy alto nivel de conectividad entre los parches hábitat, que la especie tendrá un mayor flujo de movilidad en esas áreas.

Figura 12. Mapa de la propuesta de adecuación de Corredores Ecológicos



Nota: Se identifican con tonalidades rojas las rutas de conectividad con alta prioridad para mejorar la conectividad entre coberturas en la zona estudiada. Elaboración propia.

De acuerdo con Samways et ál. 2010, los corredores biológicos tienen el potencial de albergar biodiversidad y funciones ecológicas similares a las de un hábitat inalterado de tamaño similar. Sin embargo, es importante destacar que la efectividad de un corredor biológico en este sentido puede depender de varios factores, incluyendo el diseño, la gestión y la conectividad real que proporciona, por lo tanto, los corredores biológicos pueden funcionar como "depósitos" de servicios ecosistémicos, proporcionando una serie de beneficios cruciales para el medio ambiente y las comunidades circundantes. Aquí hay una descripción de cómo los corredores biológicos pueden contribuir a varios servicios ecosistémicos (Bennett 2004; Ochoa-Gaona 2008).

La intervención humana y la modificación del hábitat a menudo resultan en la alteración del nicho ecológico de las especies, incluyendo las abejas nativas. El solapamiento de nichos entre especies, como las abejas nativas y otras, puede tener

diversas consecuencias para la biodiversidad y la funcionalidad del ecosistema, Es cierto que las interacciones entre diferentes especies de polinizadores, como *Bombus spp.* (abejorros) y otros grupos zoológicos, pueden influir en la eficacia de la polinización de ciertas plantas nativas (Goulson, 2003).

De esta forma, La implementación exitosa de los corredores ecológicos propuesto requiere una planificación cuidadosa y una comprensión profunda de las necesidades específicas de la fauna y flora locales. Además, puede generar beneficios más amplios para la biodiversidad y la salud general del ecosistema. También se requiere mejorar la distancia de forrajeo típica para cada especie de polinizador, según Lonsdorf et al 2009, la propuesta de un modelo cuantitativo para pronosticar la abundancia de polinizadores en un paisaje basado en información sobre los recursos florales, distancias de pecoreo (ejercicio de extracción del polen y néctar llevado a cabo por las abejas), medio para anidación (los cuales pueden ser derivados de estudios de campo o consulta a experto) e información sobre el tipo de cobertura del suelo es una iniciativa valiosa y alineada con los principios de la ecología y la conservación, indicando que esta distancia óptima de polinización se da entre los 10 m a 20 m de distancia entre cada una de las fuentes florales.

De acuerdo a los estudios de Ariza et al 2022 y Fernández 2012, la vegetación que utilizan los abejorros como fuente floral son las *Espeletia sp*, *Gaultheria anastomosans*, *Trifolium repens*, *Bucquetia glutinosa*, *Hypericum goyanesii* y *Miconia summa* fueron altamente empleadas como fuentes de polen y néctar por los abejorros, otras especies que proveen otros recursos y presentaron una menor preferencia fueron *Arcytophyllum nitidum*, *Pentacalia ledifolia*, *Pernettya prostrata*, *Senecio formosoides* y *Stachis elliptica*; en menos frecuencia de visitas que las anteriores plantas se encuentran: *Rubus*

acantophyllos, *Baccharis tricuneata*, *Ageratina articulata*, *Plutarchia guascencis*, *Bartsia laniflora*, *Displotephium phyllicoides* y *Lupinus bogotensis*, teniendo presente estas especies los corredores deben mejorar el número de estas plantas para que los abejorros puedan tener un menor costo energético al cruzar entre las coberturas y las zonas de mayor resistencia evaluadas anteriormente.

Otras plantas que son utilizadas por los abejorros como sitios de percha y nidificación son las típicas de los frailejones que es la vegetación emergente conformada por rosetas del género *Espeletia sp.*, asociado a las macollas del pajonal y las rosetas del frailejón es común encontrar especies de los géneros *Carex*, *Rhynchospora*, *Sisyrinchium*, *Castilleja*, *Lycopodium*, *Halenia* y *Paepalanthus* en el estrato herbáceo, y *Arcytophyllum*, *Aragón*, *Pentacalia* y *Diplostephium* en el estrato arbustivo (Cuatrecasas 1958, Rangel-Ch & Ariza 2000), este enriquecimiento de hábitat con la recuperación vegetal de estas comunidades de plantas permitirá que el corredor ofrezca los dos tipos de vegetación óptima para los abejorros presentes en el área de estudio, como por ejemplo la propuesta presentada por Zamora del enriquecimiento con especies nativas en zonas afectadas del parque.

En cuanto al servicio de polinización, estudios demuestran que las especies de abejorros de alta montaña están asociadas a recursos florales específicos, de acuerdo a lo expuesto por Alarcón et al 2022, la especie nativas de los ecosistemas altoandinos como *Espeletia grandiflora* y *Drimys granadensis* sólo fueron utilizadas por *B. rubicundus*, mientras que *B. hortulanus* usó como fuente polínica otra especie de frailejón, *Espeletia argéntea*, otras especies como *Vallea stipularis* y *Senna multiglandulosa* también polinizadas por ambas especies de abejorros están presentes en la propuesta de

enriquecimiento de las rutas de dispersión identificadas en el mapa de conectividad propuesto en este trabajo; adicionalmente, otro tipo de especies con potencial invasor pueden ser polinizadas por este tipo de abejorros como es el caso de *Taraxacum officinale*, *Trifolium pratense* y *Trifolium repens*, podrían ampliar su rango de distribución si no se realiza el manejo adecuado de estas.

5. Conclusiones

Para los abejorros *Bombus* sp. en la zona de estudio, se identificó que las áreas con valores más altos de resistencia se encuentran en el norte y la región occidental (tonalidad roja con el máximo valor de fricción 100) está relacionada con la presencia de áreas con mayor infraestructura vial, lo que dificulta la movilidad de estas especies y genera una discontinuidad en las coberturas vegetales presentes.

Los mapas generados de rutas de menor costo y centralidad de parches proporcionan insumos esenciales para la conservación de la biodiversidad y la planificación de acciones de manejo del paisaje, estos mapas resaltan las rutas óptimas para el desplazamiento de las abejas y los cuellos de botella que requieren atención.

Se propone la creación de 6 rutas de corredores ecológicos en estas áreas para mejorar la conectividad entre diferentes coberturas vegetales especialmente la conexión entre Herbazal denso de tierra firme no arbolado y los mosaicos de pastos con espacios naturales donde encontramos especies vegetales asociadas a los abejorros como lo son *Frailejón* sp y el *Hypericum*, lo que contribuiría a la conservación de la biodiversidad y la promoción de servicios ecosistémicos.

Los procesos de renaturalización y revegetalización con especies vegetales propias de la zona son claves para el mejoramiento de la conectividad ecológica y debe considerar las rutas de conectividad propuestas generando así un continuo paisajístico estructural en el servicio ecosistémico de la polinización.

6. Recomendaciones

Se recomienda realizar un análisis paisajístico que determine el número y tipo de plantas que se adecuen a cada una de las rutas de conectividad propuestas, estos análisis deben incluir aspectos como tipos de suelo, pendiente, erodabilidad y adecuaciones estructurales (mallas de soporte, encerramientos, etc.); que realmente permitan que estos ejemplares implantados alcancen su desarrollo y cumplan la finalidad de la mejora en la conectividad del paisaje.

Realizar una proyección económica de valoración del servicio ecosistémico realizado por los abejorros *Bombus sp.* en la zona con el fin de generar alternativas económicas para los habitantes de las zonas de amortiguación cercanas al parque y también de esta forma generar conocimiento de primera mano para la gestión integral del territorio.

Referencias Bibliográficas

- Alvarenga, G. C., Chiaverini, L., Cushman, S. A., Dröge, E., Macdonald, D. W., Kantek, D. L. Z., ... & Kaszta, Ż. (2021). Multi-scale path-level analysis of jaguar habitat use in the Pantanal ecosystem. *Biological Conservation*, 253, 108900.
- Armbruster, W. S. (2017). The specialization continuum in pollination systems: diversity of concepts and implications for ecology, evolution and conservation. *Functional ecology*, 31(1), 88-100.
- Baguette, M; Van Dyck, H. 2007. Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology* 22(8):1117- 1129.
- Balbar A. C., Metaxas A. (2019). The current application of ecological connectivity in the design of marine protected areas. *Glob. Ecol. Conserv.* 17. doi: 10.1016/j.gecco.2019.e00569
- Bennett, A.F. 1999. Linkages in the landscape: role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Bennett, AF. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. Gland, SW, UICN. v. 1, p. 309.
- Bennett, G. y Molungoy, K. (2006). Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Technical Series No. 23.
- Bourdouxhe, A. (2023). Prioritizing biodiversity conservation in degraded environments: mapping landscape connectivity challenges using biological data and local ecological knowledge.
- Botequilha Leitao, A.; Miller, J.; Ahern, J. & Mcgarigal, K. Measuring Landscapes. A Planner's Handbook. Washington D.C.: Island press, 2006.
- Brosi, B., Armsworth, P & Daily, G. (2008). Optimal design of agricultural landscapes for pollination services. *Conservation Letters*. 1(1):27–36. Doi: 10.1111/j.1755-263X.2008. 00004.x
- Brown, J. y M. Lomolino. 1998. Biogeography. Sinauer Associates Inc. Publishers. Sunderland, Massachussets, USA. 692 pp.
- Cameron, S. A., Lozier, J. D., Strange, J. P., Koch, J. B., Cordes, N., Solter, L. F. & Griswold, T. L. (2011). Patterns of widespread decline in North American bumble bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108, 662-667.
- Cranmer, L; McCollin, D; Ollerton, J. 2012. Landscape structure influences pollinator movements and directly affects plant reproductive success. *Oikos*.

Castro García, V. 2012. Revisión de estrategias de conservación de polinizadores aplicables al género *bombus* en el ecosistema de bosque alto andino en Colombia.

Chacón, N. (2016). Rutas de conectividad entre las áreas protegidas del área de conservación Arenal-Tempisque bajo diferentes escenarios de cambio climático [Tesis de Maestría inédita], Universidad Nacional Heredia, Costa Rica.

Chetkiewicz, C. L. B., C. Cassady & M. S. Boyce. 2006. Corridors for conservation integrating pattern and process. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 37: 317 – 342.

CONABIO.CONANP.PNUD, (2019). 'Corredores bioclimáticos para la conservación de la biodiversidad', escala: 1:250000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo. Ciudad de México, México.

D'Eon, RG; Glenn, SM; Parfitt, I; Fortín, MJ. 2002. Landscape connectivity as a function of scale and organism viability in a real forested landscape. *Ecology and Society* 6(2):10.

Dunn D. C., Harrison A. L., Curtice C., DeLand S., Donnelly B., Fujioka E. I., et al. (2019). The importance of migratory connectivity for global ocean policy. *Proc. R. Soc B Biol. Sci.* 286. doi: 10.1098/rspb.2019.1472

Elliot, N., Cushman, S., Macdonald, D.W., Loveridge, A., 2014. The devil is in the 490 dispersers: the metrics of landscape connectivity change with demography. *J. Appl. Ecol.* 51, 1169–1178. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12282>

Escobar-Ocampo, M. C., Castillo-Santiago, M. Á., Escobar-Flores, R. E., & Chanona-Pérez, S. P. (2023). Cambios en el uso del suelo y su impacto en la conectividad del paisaje en el corredor Selva El Ocote-Finca El Corinto. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 94, e945151-e945151.

Fandiño-Lozano, M. & W. van Wyngaarden. 2005. Prioridades de Conservación Biológica para Colombia. Grupo ARCO, Bogotá. 188 pp.

Freile, J., Pardo-González, A., & Ordóñez-Delgado, L. (2022). Connectivity corridors in the northern Andes: review of experiences. *Áreas Naturales Protegidas Scripta*, 9(1), 1-25.

Goulson, D. 2003. Effects of introduced bees on native ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34: 1-26. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132355

Gustafson, E.J. & Parker, G.R. Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape and Urban Planning*, 1994, N° 29, p. 117-130.

Gustafson, E.J. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems*, 1998, N° 1, p. 143-156.

Guix, J. C. (2021). Interacciones mutualistas entre animales y plantas. VI. Paisajes en mosaico y corredores ecológicos

Haddad, NM; Bowne, DR; Cunningham, A; Danielson, BJ; Levey, DJ; Sargent, S; Spira, T. 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84(3):609-615.

Johnstone, C. P., Lill, A. y Reina, R. D. (2014). Habitat Loss, Fragmentation and Degradation Effects on Small Mammals: Analysis with Conditional Inference. *Tree Statistical Modelling. Biological Conservation*, 176, 80-98.

Kearns, C. A., Inouye, D. W. & Waseret, N. M. (1998). Endangered mutualisms: the conservation of plant – pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, 83-112.

Kortsch, S., Saravia, L., Cirtwill, A. R., Timberlake, T., Memmott, J., Kendall, L., ... & Strona, G. (2023). Landscape composition and pollinator traits interact to influence pollination success in an individual-based model. *Functional Ecology*.

Kutnyánszky, V., & Szilvácsku, Z. M. (2023). Relationship Between Landscape Management, Land Use and Ecological Network in Nagykörű. *Journal of Environmental Geography*, 16(1-4), 107-118.

Lonsdorf, E; Kremen, C; Ricketts, T; Winfree, R; Williams, N; Greenleaf, S. 2009. Modelling pollination services across agricultural landscapes. *Annals of Botany* 103(9):1589-1600.

Mandal, M., & Das Chatterjee, N. (2023). Species Specific Corridor Demarcation: Case of Asian Elephant. In *Geo-Spatial Analysis of Forest Landscape for Wildlife Management* (pp. 85-101). Cham: Springer International Publishing.

Mateo Sánchez, M.C., Cushman, S.A., Saura, S., 2014. Scale dependence in habitat 590 selection: the case of the endangered brown bear (*Ursus arctos*) in the Cantabrian 591 Range (NW Spain). *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 28, 1531–1546. 592 <https://doi.org/10.1080/13658816.2013.776684>.

Metaxas A., Snelgrove P., Dunn D. C., Baker M., Sharman H., Harden-Davies H., et al. (2020). “Ecological connectivity: Implications for ocean governance,” in *Deep ocean stewardship*. Available at: https://www.dosi-project.org/wp-content/uploads/DOSI-Connectivity_brief_Feb2020.pdf.

Mcrae, B., Shah, V., & Edelman, A. (2016). Circuitscape: modeling landscape connectivity to promote conservation and human health. *The Nature Conservancy*, 1–14.

MinAmbiente. (2012). Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad ysus Servicios Ecosistémicos (PNGIBSE).

Noss, R., Nielsen, S., & Vance-Borland, K. (2009). Prioritizing ecosystems, species, and sites for restoration. *Spatial conservation prioritization: Quantitative methods and computational tools*, 158-171.

Ochoa-Gaona, S. 2008. Una perspectiva de paisaje en el manejo del Corredor Biológico Mesoamericano. In Harvey, CAS, J.C. . ed. 2008. *Evaluación y conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Santo Domingo de Heredia, CR, , Instituto Nacional de Biodiversidad. p. 2. 31-46 p.

O'Neill, R.V.; Krummel, J.R.; Gardner, R.H.; Sugihara, G.; Jackson, B.; Deangelis, D.L.; Milne, B.T.; Turner, M.G.; Zygmunt, B.; Christensen, S.W.; Dale, V.H. & Graham, R.L. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1988, Vol. 1, N° 3, p. 153-162.

Ouchterlony, F., Olsson, M., Nyberg, U., Andersson, P., & Gustavsson, L. (2006). Constructing the fragment size distribution of a bench blasting round, using the new Swebrec function. In *International Symposium on Rock Fragmentation by Blasting: 07/05/2006-11/05/2006* (pp. 332-344). Editec.

Phillips, B. B., Wallace, C., Roberts, B. R., Whitehouse, A. T., Gaston, K. J., Bullock, J. M., ... & Osborne, J. L. (2020). Enhancing road verges to aid pollinator conservation: A review. *Biological Conservation*, 250, 108687.

Phillips, B. B., Bullock, J. M., Osborne, J. L., & Gaston, K. J. (2020). Ecosystem service provision by road verges. *Journal of Applied Ecology*, 57(3), 488-501.

Popova E., Vousden D., Sauer W. H. H., Mohammed E. Y., Allain V., Downey-Breedt N., et al. (2019). Ecological connectivity between the areas beyond national jurisdiction and coastal waters: Safeguarding interests of coastal communities in developing countries. *Mar. Policy* 104, 90–102. doi: 10.1016/j.marpol.2019.02.050

Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen C., Neumann, P., Schweiger, O. & Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, 25, 345-353.

Rodríguez-Soto, C., Monroy-Vilchis, O. y Zarco-González, M. M. (2013). Corridors for Jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: Conservation Strategies. *Journal for Nature Conservation*, 21(6), 438-443.

Rojas Zamora, Ó. A. (2013). Reubicación de plantas para el enriquecimiento con especies nativas en la restauración ecológica de áreas potrerizadas de páramo (Parque Nacional Natural Chingaza, Colombia) (Doctoral dissertation).

Samways, M; Bazelet, C; Pryke, J. 2010. Provision of ecosystem services by large scale corridors and ecological networks. *Biodiversity and Conservation* 19(10):2949-2962.

San Vicente, M. G. (2014). Categorización de corredores ecológicos en función de su contribución a la conectividad de la red Natura 2000. Implicaciones para la ordenación

del territorio. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, (14), 68-84.

Schlönvoigt, M. (2019). La importancia de los corredores biológicos como estrategia de conservación de la biodiversidad y adaptación al cambio climático. *Ambientico*, (272), 13-19.

Theobald, D.M. 2006. Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. En: Crooks, K.R. y M.A. Sanjayan (eds.). *Connectivity conservation: Maintaining connections for nature*. Cambridge University Press. Pgs. 416-443.

Theobald, D.M., J.B. Norman & M.R. Sherburne. 2006. *FunConn v1 User's Manual: ArcGIS tools for Functional Connectivity Modeling*. Natural Resource Ecology Lab, Colorado State University. April 17, 2006. 47 p.

Valdivia Prats, C. E. (2003). Efecto de la fragmentación del bosque sobre la polinización de *lapageria rosea* Ruiz et pav.(philesiaceae).

Viana, BF; Boscolo, D; Neto, EM; Lopes, LE; Lopes, AV; Ferreira, PA; Pigozzo, CM; Primo, LM. 2012. How well do we understand landscape effects on pollinators and pollination services? *Journal of Pollination Ecology* 7.

Watling, JI; Nowakowski, AJ; Donnelly, MA; Orrock, JL. 2011. Meta-analysis reveals the importance of matrix composition for animals in fragmented habitat. *Global Ecology and Biogeography* 20(2):209-217.

Winfree, R., Aguilar, R., Vázquez D., Lebuhn, G. & Aizen, M. (2009). A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology* 90, 2068-2076.

Zeller, K.A., Vickers, T.W., Ernest, H.B., Boyce, W.M., 2017. Multi-level, multi-scale 756 resource selection functions and resistance surfaces for conservation planning: Pumas 757 as a case study. *PLoS One* 12, e0179570