



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

Análisis Espacial Multicriterio para el estudio de la
distribución y conectividad estructural de aves del Bosque
Seco Tropical (BST) del Tolima

Héctor Fabio Cruz Cuéllar

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias Agrarias, Maestría en Geomática
Bogotá, Colombia
2017

Análisis Espacial Multicriterio para el estudio de la
distribución y conectividad estructural de aves del Bosque
Seco Tropical (BST) del Tolima

Héctor Fabio Cruz Cuéllar

Tesis presentada(o) como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Geomática

Director (a):

Ph.D., Geografía. Dolors Armenteras Pascual

Co-Director

Ph.D., Biodiversidad & Conservación. Sergio Losada-Prado

Línea de Investigación:

Geoinformación para el uso sostenible de los recursos naturales

Grupo de Investigación:

Ecología del Paisaje y Modelación de Ecosistemas – Ecolmod

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias Agrarias, Maestría en Geomática

Bogotá, Colombia

2017

Dedicatoria

A mis padres y hermanos, a toda mi familia y a mis mejores amigos. A Gaia

Agradecimientos

Agradezco a la profesora Dolors Armenteras Pascual, Ph.D., por su apoyo y asesoramiento en las fases de planteamiento y elaboración del presente trabajo de investigación, por sus múltiples enseñanzas y colaboración, al Laboratorio de Ecología del Paisaje y Modelación de Ecosistemas – ECOLMOD. Al Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) por las imágenes de satélite de alta resolución que fueron suministradas para la clasificación de coberturas del área de estudio.

Al MSc. Osman Javier Roa M y a la profesora MSc. Elena Posada por su apoyo en la interpretación de imágenes satelitales.

Gracias a los habitantes del Bosque Seco Tropical del Tolima por permitirme acceder a sus predios para registrar las aves objeto de estudio.

Agradezco al profesor Sergio Losada por sus asesorías en conservación y monitoreo de aves y codirección del presente estudio.

A mis amigos Leonardo Ospina y Julián Llano Mejía por su orientación en análisis estadísticos.

A mis acompañantes de campo por su desinteresada asistencia, especialmente a Julián M. Varón Peña.

A Adriana Silva y Oscar Cuellar por su gran apoyo

A la familia Osorio Pachón por su gran apoyo.

Resumen

El propósito de esta investigación fue desarrollar un modelo de distribución de especies de aves especialistas del Bosque Seco Tropical (*Thamnophilus doliatus*, *Myrmeciza longipes* y *Formicivora grisea*), usando Análisis Espacial Multicriterio (AEMC) a través de los métodos directo y de pairwise. Dicho modelo se desarrolló en la zona de vida Bosque Seco Tropical del departamento del Tolima a partir de criterios o variables espaciales y ambientales. La asignación de pesos y rangos para seis criterios fue realizada por diez expertos en ornitología.

Adicionalmente se clasificaron imágenes Rapideye del año 2010 para determinar las coberturas de la tierra, las cuales permitieron extraer coberturas importantes para las especies de aves. Posteriormente se realizaron transectos lineales para localizar las especies de aves evaluando los niveles digitales (ND) de cada sitio, para determinar si existe diferencia en dichos valores para las siete combinaciones de ocurrencia de las especies ya que en todas las localidades no se detectaron regularmente las tres especies de aves y su valor de abundancia fue heterogéneo. El resultado del análisis multivariado demostró que existe diferencia en dichos ND particularmente para *F. grisea*, por lo tanto podría indicar que a pesar de encontrarse en un mismo tipo de hábitat, caracterizar los ND permite determinar hábitats a una mayor resolución espacial para cada especie, siendo esta variable un insumo para modelar su distribución y que actualmente no son tenidas en cuenta de manera regular. Adicionalmente en el AEMC se determinó que la variable espacial de mayor influencia o peso, corresponde a las coberturas de la tierra (35%) las cuales se agrupan en Bosques densos, arbustales densos y abiertos.

Finalmente se analizó la dispersión de las aves por su hábitat potencial resultante del AMC, creando 151 distancias euclidianas importantes para la conectividad estructural en el BST y que se postulan como escenarios de conservación para especies del BST en esta región del país; Se determinaron 19 enlaces para el municipio de Ortega siendo el valor más alto seguido de 13 para el municipio de Purificación. En los municipios Dolores, Rovira y Valle del San Juan solo se encontraron 1 enlace euclidiano.

Abstract

The purpose of this research was to develop a distribution model of species of specialist birds of the Tropical Dry Forest (*Thamnophilus doliatus*, *Myrmeciza longipes* and *Formicivora grisea*), using Multicriteria Spatial Analysis (AEMC) through the direct and pairwise methods. This model was developed in the Tropical Dry Forest life zone of the department of Tolima based on spatial and environmental criteria or variables. The allocation of weights and ranges for six criteria was done by ten experts in ornithology.

Additionally, Rapideye images from 2010 were classified to determine the land cover, which allowed to extract important coverage for bird species. Subsequently, linear transects were performed to locate bird species by evaluating the digital levels (ND) of each site, to determine if there is a difference in these values for the seven combinations of occurrence of the species since in all the localities the three species of birds and their abundance value was heterogeneous. The result of the multivariate analysis showed that there is a difference in said ND particularly for *F. grisea*, therefore it could indicate that in spite of being in the same type of habitat, characterizing the ND allows to determine habitats at a higher spatial resolution for each species, I feel this variable is an input to model its distribution and that currently they are not taken into account on a regular basis. Additionally, in the AEMC it was determined that the spatial variable of greater influence or weight corresponds to the land cover (35%) which are grouped into dense forests, dense and open shrubs.

Finally, the dispersal of the birds was analyzed for their potential habitat resulting from the AMC, creating 151 important Euclidean distances for structural connectivity in the BST and which are postulated as conservation scenarios for BST species in this region of the country; We determined 19 links for the municipality of Ortega being the highest value followed by 13 for the municipality of purification. In the Dolores, Rovira and Valle del San Juan municipalities only 1 Euclidean link was found.

Tabla de contenido

INTRODUCCION.....	1
1. Marco Teórico.....	3
1.1 Análisis Espacial Multicriterio.....	3
1.2 Sistemas de Información Geográfica.....	5
1.3 Modelos de distribución de especies.....	6
1.4 Conectividad Estructural.....	7
1.5 Bosque Seco Tropical	9
1.6 Conectividad del Paisaje y Aves	10
1.7 Generalidades de los Hormigueros	11
1.7.1 Hábitat de los hormigueros	11
1.8 <i>Thamnophilus doliatus</i>	12
1.9 <i>Myrmeciza longipes</i>	13
1.10 <i>Formicivora grisea</i>	14
2. Estado del Arte	15
2.1 Pérdida de hábitat.....	15
2.2 Análisis Multicriterio.....	16
3 Dispersión de Especies.....	18
4 Planteamiento del Problema y Justificación	22
4.1 Planteamiento del problema	22
4.2 Justificación	24
4.3 Preguntas de investigación	26
5 Objetivos.....	26
5.1 Objetivo general	26
5.2 Objetivos específicos	26
6 Materiales y Métodos	27
6.1 Selección de la zona de trabajo	27
6.2 Área de estudio	28
6.3 Diseño de muestreo	30
6.3.1 Transectos lineales	31
6.3.2 Técnica de Playback.....	32
6.3.3 Registro de Presencia de aves	33
6.4 Desarrollo del Modelo	35
6.4.1 Determinación de Variables.....	35

6.4.2 Coberturas de la Tierra.....	36
6.4.2.1. Pre-procesamiento digital de imágenes satelitales	36
6.4.2.2 Patrones espectrales y clasificación de usos del suelo	39
6.4.2.3 Clasificación de Coberturas de la tierra:.....	39
6.4.2.4 Clasificación supervisada	40
6.4.2.5 Definición de Clases Temáticas:.....	40
6.4.2.6 Área de procesamiento	43
6.4.2.7 Re proyección y combinación de bandas espectrales	44
6.4.2.8 Recorte	46
6.4.2.9 Clasificación Automática	47
6.4.2.10 Patronamiento espectral (fase de entrenamiento).....	49
6.4.2.11 Curvas espectrales	50
6.4.2.12 Corrección del efecto sal y pimienta.....	52
6.4.3 Control de Calidad (Índice de Kappa)	52
6.4.4 Unidad Mínima Cartografiable:.....	53
6.5. Temperatura y Precipitación:	54
6.6 Modelo de elevación digital del Terreno (Dem 30m)	55
6.7 Fragmentación (Análisis espacial)	57
6.4.5.1 Métricas de Conectividad.....	58
6.4.5.2 Métricas de paisaje	58
6.8 Encuesta a grupo de expertos.....	61
6.9 Análisis Espacial Multicriterio.....	62
6.9.1 Método de Posición.....	63
6.9.2 Comparaciones de Pairwise (Pares de Saaty)	64
6.9.3 Análisis de Consistencia	64
6.10 Diseño metodológico del AMC	66
6.11 Diseño de enlaces prioritarios para la conectividad estructural	66
6.12 Análisis de datos.....	67
7. Resultados	69
7.1 Localización de hormigueros	69
7.1.1 Análisis del patrón (Average Nearest Neighbor)	69
7.1.2 Análisis de Niveles Digitales (datos de presencia)	72
7.2 Clasificación Supervisada (control de calidad)	75
7.2.1 Matriz de Confusión	76
7.2.2 Índice de kappa.....	77
7.2.3 Matriz de comisión y omisión en porcentaje.	78

7.3 Precipitación	80
7.4 Altitud y pendiente del terreno	81
7.5 Análisis del paisaje	82
7.6 Mapa de Parches Idóneos para las especies de aves	85
7.7 Encuesta a expertos.....	86
7.8 Multicriterio.....	87
7.8.1 Método Directo.....	87
7.8.2 Comparaciones de Pairwise (Pares de Saaty)	88
7.8.3 Ponderación de criterios.....	89
7.8.4 Modelo Jerárquico	90
7.8.5 Importancia de cada rango de valores de cada variable	91
7.9 Modelo de distribución espacial de especies de aves	91
7.10 Dispersión de aves (Escenarios de conectividad estructural).....	94
9 Conclusiones	103
Bibliografía.....	105
Anexos	123

Lista de Figuras

Figura 1 Especie <i>Thamnophilus doliatus</i>	13
Figura 2 Especie <i>Myrmeciza longipes</i>	14
Figura 3 Especie <i>Formicivora grisea</i>	15
Figura 4 Mapa de rangos geográficos.....	28
Figura 5 Mapa de Área de Estudio. BST del departamento del Tolima	29
Figura 6 Mapa de cuadrantes y BST del departamento del Tolima	30
Figura 7 Mapa de transecto lineal en el BST	32
Figura 8 Buffer de 50 m	34
Figura 9 Esquema metodológico del AEMC.....	35
Figura 10 Esquema metodológico para la clasificación de las imágenes satelitales ...	38
Figura 11 Mapas de Escenas de Imágenes Rapideye (IGAC) y Geo servicios	44
Figura 12 Ejemplo de Proyección Magna-Sirgas	45
Figura 13 Esquema de bandas espectrales Imagen Rapideye	46
Figura 14 Mapa de Recorte de Imágenes Rapideye del Área de Estudio	47
Figura 15 Mapa con territorios agrícolas del BST	48
Figura 16 Patronamiento espectral en el Área de estudio (fase de entrenamiento) ...	50
Figura 19 Esquema metodológico.....	62
Figura 24 Mapa de Clasificación supervisada final	79
Figura 25 Mapa de temperatura promedio anual	80
Figura 26 Mapa de precipitación promedio anual.....	81
Figura 27 Mapa DEM del área de estudio.....	81
Figura 28 Mapa Parches de Bosques y Arbustales densos y abiertos	86
Figura 29 Esquema jerárquico de los pesos obtenidos	90
Figura 30 Mapa de Áreas de distribución (AMC).....	94

Lista de tablas

Tabla 1 Coberturas de la tierra y su representación.....	41
Tabla 2 Escala de Saaty	64
Tabla 3 Calculo de Promedio principal.....	65
Tabla 4 Análisis de Patrones	70
Tabla 5 Promedio de ND por Grupo/Banda espectral	73
Tabla 6 Resultados de prueba de Hotelling	74
Tabla 7 Matriz de Verdad Terrestre (563 Pixeles)	77
Tabla 8 Matriz de Comisión y omisión	78
Tabla 9 Comparación de Métricas del BST en dos escenarios	82
Tabla 10 Resultados obtenidos por el Método Directo	87
Tabla 11 Resultados obtenidos por el Método AHP	88
Tabla 12 Valores de Razón de Consistencia para cada experto	89
Tabla 13 Peso total para cada variable (Método directo-AHP).....	90
Tabla 14 Rango de variables AMC	91

INTRODUCCION

La mayor parte de la información requerida para la evaluación ecológica y de ordenamiento territorial, en general, es de tipo espacial (Geneletti, 2008). Por lo cual un SIG es un instrumento eficaz para recolectar, almacenar, manejar y analizar datos espaciales. Además permite desarrollar modelos basados en análisis espacial que ayudan en la toma de decisiones (Franco, 2011). Los Sistemas de Información Geográfica permiten generar información para apoyar los análisis espaciales encaminados a la conservación de la biodiversidad. Una de estas formas es la integración de los análisis de decisión multicriterio y las capacidades analíticas de los SIG (Eastman, 1995; Jankowsdi, 1995; Malczewski *et al*, 2000).

El análisis Multicriterio (AMC) es definido como “una ayuda de decisión y un instrumento matemático que permite la comparación de alternativas diferentes o argumentos según muchos criterios, a menudo en conflicto, para dirigir al tomador de decisiones hacia una opción justa” (Chakhar y Mousseau, 2007). El argumento principal a favor de la integración SIG-AMC es que los problemas de decisión espaciales son intrínsecamente de naturaleza multicriterio, en especial para apoyar procesos de análisis espacial, que en este caso puede generar herramientas para la gestión integral del Bosque Seco Tropical (BST) del Tolima. Por ejemplo a través de modelamiento, para localización de actividades, manejo de recursos naturales que lo componen, control de riesgos y amenazas, contaminación ambiental y ordenación del territorio (Franco, 2011).

El bioma Bosque Seco Tropical (BST) el cual se encuentra dentro de la zona de vida bosque seco Tropical (bs-T) clasificada por Holdridge (1967) representa cerca de un 42% de los ecosistemas tropicales del mundo. Para el neotrópico se han registrado cerca de 700.000 km² en su condición original, que equivaldrían a un 67% de la cobertura global original (Dirzo *et al*, 2011 y Pizano y García 2014). Sobre la región del Valle del Magdalena, Subregión Alto Magdalena (Pizano y García 2014), existen remanentes boscosos, sucesiones

secundarias y bosques secundarios que se han fragmentado para diversos usos de suelos como pastoreo y cultivos mecanizados. Las aves que habitan el BST generalmente no están especializadas a este tipo de bioma (Stotz et al. 1996), sin embargo muchas especies dependen del tipo de cobertura que más frecuentan (Losada-Prado y Molina-Martínez, 2011), pero cuando estas coberturas son modificadas por la fragmentación, se aumenta la vulnerabilidad de las especies que los habitan.

En la actualidad existe una condición de los bosques secos de Colombia, y es el alto grado de fragmentación. Están representados solo en pequeños parches inmersos en matrices intervenidas con alto grado de intervención y conectividad estructural reducida. Dicha situación ha generado una condición de relictualidad representada en pequeños parches inmersos en matrices transformadas principalmente para la ganadería y la agricultura (Pizano y García 2014). Los bosques secos representan apenas el 8% del ecosistema original, considerando tanto polígonos que están representados en bosques densos, bosques abiertos y riparios, como los polígonos de mosaicos con matrices transformadas y espacios naturales (Pizano y García 2014).

Así como la destrucción y fragmentación de hábitats, la contaminación y la cacería han llevado a un creciente número de especies de aves a una situación precaria (Rengifo *et al*, 2002). El BST el cual es uno de los más amenazados del mundo, permite el establecimiento de las especies de aves y es considerado para las comunidades aviares como un ecosistema de transición dentro de un gradiente climático de ecosistemas húmedos (IAVH, 1998). La mayoría tiene la facultad de usar una variedad de ecosistemas como zonas abiertas, cultivos e inclusive bosques montanos y bosques húmedos.

Se desconoce dónde quedan los relictos de bosque seco en el país y tampoco son visibles a escalas detalladas aquellos remanentes menores a 25 ha. Es importante determinar dónde quedan dichos relictos para un mejor diseño de estrategias para la conservación (Pizano y García (2014), dado que estos fragmentos pueden ser el refugio y aporte de recursos para una gran cantidad de aves típicas del BST.

Dada la importancia para la conservación de la biodiversidad, que tiene analizar la dispersión de los individuos de diferentes especies dentro de los paisajes heterogéneos (DeFries *et al*, 2005), es necesario comprender la capacidad que tienen estas especies de aves para sobrellevar y sortear elementos hostiles dentro de un paisaje fragmentado (Morales y Ellner 2002, Morrison y Boyce 2008). No obstante, no existen propuestas de conservación de hábitats comunes para especies de aves ni información a escala de paisaje sobre modelos o metodologías para el análisis de la distribución de especies para el BST del departamento del Tolima. Es así como a través de modelos de distribución generados a partir de la integración AMC y SIG, analizando la dispersión, la extensión del hábitat, la conectividad estructural y los posibles sitios de ocurrencia de aves, se podría realizar propuestas de conservación para dichos organismos, permitiendo de alguna manera disminuir significativamente la probabilidad de estar en una lista roja de especies amenazadas y aportar nuevos conocimientos en la ecología y distribución de las aves en el BST.

1. Marco Teórico.

1.1 Análisis Espacial Multicriterio

La Evaluación Multi-Criterio (EMC) o Análisis Multi-Criterio (AMC), puede definirse como un conjunto de técnicas orientadas a asistir en los procesos de toma de decisiones (Barredo & Gómez, 2005). La finalidad de estas técnicas es investigar un número de alternativas a partir de múltiples puntos de vista, criterios y objetivos en conflicto (Voogd, 1990). También el objetivo principal es proveer bases para evaluar un número de alternativas posibles para elegir sobre la base de criterios múltiples (Store & Kangas, 2001).

Los AMC, como herramienta para tomar decisiones, se integran con los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y un sistema modelo de dirección de las capacidades, lineamientos y criterios para tomar decisiones. También puede ser definido como un proceso que integra y transforma datos geográficos (mapa de criterio) y juicios de valor (las preferencias del tomador

de decisiones e incertidumbres) para obtener la evaluación total de las alternativas de decisión (Borouhaki y Malczewski, 2008). Es así como la base de datos geográfica y el sistema modelo de decisión multicriterio han sido considerados como los elementos principales de sistemas de apoyo de decisión espacial multicriterio (Malczewski y Kackson, 2000).

El creciente interés en la combinación de la capacidad de los SIG con procesos AMC es debido a la posibilidad de manejar SIG (manejo, procesamiento, actualización y almacenamiento) con grandes cantidades de datos complejos georeferenciados de diferentes fuentes en múltiples escalas espaciales, temporales y multitemporales, obteniendo un análisis eficiente en el tiempo (Romano, *et al* 2015). Algunos métodos AMC han evolucionado como una herramienta fundamental para ayudar a los tomadores de decisiones en la clasificación de un conjunto de alternativas para la solución de problemas o hacer una elección entre éstos teniendo en cuenta los criterios contradictorios. (Romano et al., 2015).

Al utilizar información geográfica los AMC se convierten en herramientas de análisis espacial y básicamente se conocen como Análisis Espacial Multicriterio (AEMC). La base central del análisis espacial Multicriterio es el concepto de reglas de decisión o algoritmos de evaluación (Borouhaki y Malczewski, 2008). Una regla de decisión es el procedimiento que dicta el orden de alternativas o cual alternativa es preferida sobre otra en el problema de decisión. En el contexto de SIG-AMC, una regla de decisión es un procedimiento que permite al encargado de tomar la decisión ordenar y seleccionar una o varias alternativas de un juego de alternativas disponibles.

La integración de los procedimientos SIG-AMC tiene, de hecho, avances considerables en la superposición de mapas (McHarg, 1969) para análisis idóneos de sitios, con el resultado de la transformación espacial y datos alfanuméricos en una mejor decisión (Sumathi et al., 2008). Las reglas de decisión se pueden clasificar en multiobjetivo y método multi-atributos para toma de decisiones (Malczewski, 2004). En el método multi-objetivo las alternativas se generan, teniendo en cuenta los factores y las limitaciones impuestas. Los factores son comúnmente medidos por una escala numérica

que es continua (p.e, pendientes, distancias, altitudes y factores climáticos) o categóricas (ej: uso del suelo y límites administrativos o físicos) (Vitoriano, 2007).

1.2 Sistemas de Información Geográfica

Los SIG (Sistemas de Información Geográfica) pueden definirse como un proceso que integra y transforma datos geográficos y criterios de valor (responsables de las preferencias de decisiones e incertidumbres) para obtener una evaluación global y elegir entre diferentes hipótesis alternativas y ubicaciones (Eastman et al, 1993;. Malczewski, 2004; Boroushaki y Malczewski, 2008, citado por Romano, *et al* 2015)

El termino Sistemas de Información Geográfica (SIG), engloba muchos conceptos. Se considera como “un sistema de hardware, software y procedimientos elaborados para facilitar la obtención, gestión, manipulación, análisis, modelado, representación y salida de datos espacialmente referenciados, para resolver problemas complejos de planificación y gestión” (Gómez Delgado & Barredo Cano, 2005).

Las aplicaciones SIG también han sido usadas frecuentemente en la producción de información nueva, por la combinación de información de diferentes fuentes y para análisis espaciales a partir de información existente. El modelamiento espacial, especialmente los modelos cartográficos, han sido aplicados cuando se buscan áreas sostenibles para un uso específico a nivel forestal o para algunas especies de interés (Store & Kangas, 2001).

En la actualidad, las tecnologías de la información geográfica, como son las imágenes de satélite, los sistemas de posicionamiento global (GPS) y los sistemas de información geográfica (SIG), junto con los avances en los métodos de análisis espacial, surgen como alternativas importantes para diversos estudios de los recursos naturales {Formatting Citation}.

1.3 Modelos de distribución de especies.

A través de los últimos años se ha desarrollado un número importante de técnicas aplicadas a la generación de modelos de distribución de especies a partir de información geográfica y de levantamiento de información en campo. Una de las técnicas es a través de lenguajes de programación en diferente software, así como la amplia difusión de información geoespacial de presencia de las especies objeto de estudio y al desarrollo de las técnicas SIG. El resultado de los modelos a través de estas técnicas son cada vez más eficaces para diseñar escenarios y planes como estrategias de conservación (Ferrier, 2002), determinar localizaciones de especies raras y amenazadas (Guisan et al., 2006), analizar diferentes aspectos sobre los patrones de distribución a nivel espaciales de la biodiversidad (Graham et al., 2006), o evaluar el impacto de cambios biogeográficos de las especies (Lawler et al., 2006).

Los modelos de distribución de especies ilustran áreas idóneas de hábitats para el desarrollo de poblaciones de una especie en particular o de una comunidad (Ferrier y Guisan, 2006), realizados a partir de observaciones de campo y una serie de variables ambientales que actúan como predictores. En la elaboración de estos modelos se debe tener en cuenta una serie de factores que afectan en gran medida a la precisión del resultado final:

A) La calidad de los datos de localización de la especie: dos tipos de datos son los utilizados habitualmente para generar modelos de idoneidad del hábitat: registros de presencia y registros de presencia-ausencia. Ambos tipos de registros pueden tener un carácter oportunista, como ocurre con las observaciones de herbario, o proceder de un muestreo especialmente diseñado para generar modelos de distribución (Hirzel y Guisan, 2002).

B) Las variables predictoras seleccionadas: idealmente deberían ser aquellas que se consideren las causantes directas de la distribución de la especie, aunque es habitual que se utilicen únicamente las disponibles, generalmente derivadas de modelos digitales de elevaciones o interpolación espacial a partir de datos de estaciones climáticas (Guisan et al., 1999; Guisan y Zimmermann, 2000).

C) El algoritmo ó método estadístico seleccionado: pueden utilizarse métodos basados en registros de presencia-ausencia, como GLM (generalized linear models), GAM (generalized additive models) (Guisan *et al.*, 2002), y redes neuronales (Manel *et al.*, 1999), ó algoritmos basados únicamente en presencias como Bioclim, Domain, ENFA, GARP y MaxEnt. Los modelos basados únicamente en presencias representan generalmente la distribución espacial del nicho ecológico fundamental de la especie, mientras que los basados en presencia-ausencia indican de modo más aproximado la distribución del nicho ecológico efectivo (Zaniewski *et al.*, 2002).

Actualmente, la medida de la precisión de los modelos de distribución es un campo en desarrollo, en el que la discusión está abierta (Fielding y Bell, 1997; Anderson *et al.*, 2003; Segurado y Araújo, 2004; Ottaviani *et al.*, 2004; Elith *et al.*, 2006; Hirzel *et al.*, 2006).

1.4 Conectividad Estructural

La conectividad estructural o espacial se refiere a las relaciones de continuidad y adyacencia entre los fragmentos de un tipo de cobertura (Taylor *et al.*, 2006). Aumenta cuando los fragmentos de un tipo de cobertura están más cercanos entre sí. El componente estructural de la conectividad lo determina la distribución espacial de tipos diferentes de hábitats en el paisaje. Influyen en él factores como la continuidad de hábitats adecuados, la dimensión de las brechas, la distancia que se debe atravesar, y la presencia de senderos alternativos o característicos de redes. Se refiere también a la distribución espacial, el cual puede ser representada a través de mapas de hábitats y para los que se han propuesto una serie de índices cuantitativos (p. ej. medidas de los sistemas de circuitos, tamaño de los enlaces y dimensión de las superficies subdivididas) (Murrieta, 2006).

Según Gurrutxaga (2004) la conectividad presenta importantes implicaciones en la ordenación del territorio y la planificación del paisaje, siendo un objeto prioritario de diagnóstico desde la ecología del paisaje que estudia los patrones presentes en él y su relación con los procesos ecológicos. En este contexto la conectividad depende de las características del mosaico territorial (conectividad

espacial o estructural) (Taylor et al., 2006) como de los aspectos ecológicos y de movilidad de las especies (conectividad funcional) (Naveh et al., 2001; Taylor et al., 2006).

De acuerdo a O'Neill et al., (1988), la conectividad estructural es considerada como un atributo que puede ser usado para describir patrones de cobertura vegetal en un paisaje determinado. El estudio de la conectividad estructural es similar al de la fragmentación (Tischendorf y Fahrig, 2000; Lindenmayer y Fischer, 2006), está basado en mediciones de parámetros espaciales del paisaje como la superficie, forma de los parches y la distancia media entre ellos (McGarigal y Marks, 1995; Tischendorf y Fahrig, 2000; Moilanen y Nieminen, 2002). Por lo tanto existe una amplia variedad de índices que son usados para su caracterización (Fortín et al., 2002; Lindenmayer y Fischer, 2006).

Como lo señala Botequilha et al (2006) la estructura del paisaje puede ser analizada en cuatro niveles (píxel, parche, clase, paisaje) dependiendo del énfasis y la escala de trabajo, incluyendo los que cuantifican la conectividad del paisaje y que se pueden calcular con un sistema de información geográfica (SIG) (Taylor et al., 2006). También puede ser evaluada mediante la medición de los patrones del paisaje, tales como la densidad y la complejidad de los corredores (Beier y Noss, 1998), la distancia entre los parches, y la permeabilidad de la matriz inter-habitat (Metzger y De'camps, 1997; Gascon et al, 1999;. Antongiovanni y Metzger, 2005).

Según Bennett (1999), la conectividad estructural entre los diferentes tipos de hábitat de un paisaje está definida por su distribución espacial, estando entre los factores más influyentes el tamaño de las brechas entre los fragmentos de hábitat y el gradiente entre los mismos. Bennet (2003), posteriormente menciona que la conectividad estructural del paisaje está influenciada por factores como la continuidad del hábitat, la extensión y largo de la matriz, la distancia entre distintos parches de hábitat y la presencia de corredores.

1.5 Bosque Seco Tropical

Basado en la combinación de la temperatura promedio anual, la evapotranspiración y la precipitación, Holdridge generó una zonificación climática (IDEAM, 2008). Los bosques secos tropicales y subtropicales se encuentran en áreas donde la temperatura anual es mayor a 17°C, y la evapotranspiración supera a la precipitación, la cual está entre 250 y 2000 mm por año (Holdridge 1967, Murphy y Lugo 1986, tomado de Pizano y García 2014). Dicha zona de vida se encuentra en un rango altitudinal entre 0 y 1000 msnm y se ubican dentro de un rango de precipitación variable que va desde los 1.000 a 2.000 mm anuales, con picos más húmedos y secos en algunas regiones, lo que determina periodos de sequía de al menos 5 o 6 meses con procesos ecológicos marcados por esta estacionalidad (Pizano y García 2014). En el amplio rango de áreas que presentan estas condiciones climáticas y topográficas hay una gran variedad de ecosistemas incluyendo semi-desiertos, sabanas, y bosques semi-húmedos y húmedos (Murphy y Lugo 1986), con sus respectivas transiciones. Originalmente, de estas áreas el 40% representaba bosques de dosel cerrado y semi-cerrado, del cual el 42% era bosque seco, 33% bosque semi-húmedo, y sólo el 25% bosque húmedo (Holdridge 1967, Brown y Lugo 1982).

En Colombia el BST es altamente fragmentado, por lo que se considera que esto dificulta la estimación real de su extensión y las variables climáticas presentes en él. De acuerdo con el Mapa de Ecosistemas de Colombia (IDEAM *et al.* 2007), el bosque seco tropical, corresponde al Gran Bioma de Bosque Seco Tropical del Caribe, específicamente al zonobioma tropical alternohigróico Zonobioma alterno higróico y/o subxerofítico tropical del Alto Magdalena definido por Hernández-Camacho y Sánchez-Páez (1992). En este bioma se presentan los climas cálido seco y templado seco. El bioma se encuentra principalmente sobre piedemontes coluvio-aluviales, valles aluviales (río Cauca y río Magdalena) y lomeríos estructurales y fluvio-gravitacionales. Las coberturas de la tierra predominantes son pastos, cultivos anuales o transitorios, vegetación secundaria y áreas agrícolas heterogéneas.

Así mismo inicialmente el bosque seco se divide en regiones, destacándose como de interés en el área de estudio la región del valle interandino del río

Magdalena (Etter, 1993) que comprende una región biogeográfica llamada valle alto del río Magdalena (departamentos de Tolima y Huila). En otras palabras el BST abarca las llanuras de la franja adyacente al río Magdalena, lo cual facilita la intensificación de la agricultura y la ganadería en estas zonas permitiendo el establecimiento de culturas fuertes y un crecimiento poblacional que ha causado una alta deforestación de grandes áreas de coberturas naturales incluyendo el BST (Melo 1998, Etter et al. 2008).

1.6 Conectividad del Paisaje y Aves

En algunos paisajes la conectividad estructural depende de que las especies de aves utilicen el mosaico de vegetación natural o modificada para desplazarse entre recursos o poblaciones locales. El desplazamiento no depende de una distribución de franjas o parcelas de hábitats preferidos, sino de la utilización de todo el mosaico. Partes de éste serán adecuadas para que una especie concreta viva en ellos, otras partes pueden resultar inadecuadas para vivir en ellas pero no inhiben los desplazamientos, mientras que algunas partes pueden resultar relativamente inhóspitas (Bennet, 1998).

Los cambios drásticos en temperaturas y precipitaciones, así como el abandono de los usos tradicionales del suelo han afectado a muchas especies que han visto reducida su distribución y cuyo pronóstico de supervivencia a largo plazo es muy bajo (Bonis, 2011). Para disminuir los problemas de supervivencia y los cambios en las coberturas de la tierra, se pueden diseñar y analizar conexiones estructurales entre los parches de hábitat y distribuciones espaciales de aves en el BST (Urbina *et al* 2014).

Dentro de la calidad del hábitat preferido por una especie, también es importante determinar el arreglo espacial de los tipos de cobertura vegetal, ya que estos puede influir en los usos de hábitat y la probabilidad que una especie ocupe un hábitat particular, siendo esto una función del área del parche y el aislamiento entre ellos (Isaacs, 2011).

Para el caso de estudio, los *thamnophilidos* conocidos como hormigueros, son aves especialistas de hábitats como el sotobosque, matorrales, bosque de crecimiento secundario y matorrales ribereños y su rango de distribución altitudinal, se encuentra dentro de la zona de vida Bosque Seco Tropical (0-1000 msnm). Así mismo otros de los aspectos a considerar dentro de la conectividad, es la selección del objetivo de conservación o la especie focal. Éstas especies deben ser sensibles al tamaño del área, es decir que al perderse los corredores se vea afectada; ser especialista en determinado recurso que se obtiene solo de las zonas conservadas; con dispersión limitada o que requieran de flujo genético para evitar la endogamia; sensible a barreras físicas que le impidan su movimiento como cercas o canales y ecológicamente importantes para la conservación (Theobald et al., 2006, Beier et al., 2007, Majka et al., 2009).

1.7 Generalidades de los Hormigueros

Aves conocidas como hormigueros, de tamaño pequeño y alas cortas, tarsos y patas fuertes, la mayoría de estos individuos poseen una cola corta y algunos cola más larga y barrada, proporcionalmente grande, otros poseen pico ganchudo; plumaje suave, en general, no brillante, pero muchos de ellos con manchas brillantes o blanco en la espalda. Son típicos de la región neotropical, en bosques y matorrales altos. La longitud de los *thamnophilidos* oscila entre 7- 34 cm, distribuidos en 45 géneros, 211 especies y 518 taxones de los cuales 39 especies están amenazadas (Zimmer, K. & Isler, M.L., 2016).

1.7.1 Hábitat de los hormigueros

Los hormigueros son sin excepción diurnos. Por lo general se posan en los árboles o arbustos (coberturas de la tierra) y no utilizan nidos como dormitorio o agujeros para refugiarse durante el día o la noche (Zimmer, K. & Isler, M.L., 2016). Los hormigueros son de distribución totalmente Neotropical, aunque algunas especies alcanzan el sur de México y el norte de Argentina. También se reproducen en algunas islas cerca de las costas continentales, como la Isla de Coiba y las Islas de las Perlas, en límites con Panamá, isla Gorgona en Colombia, la Isla de Margarita frente a Venezuela, Trinidad y Tobago, y las pequeñas islas de la costa del sur de Brasil (Zimmer, K. & Isler, M.L., 2016).

Son típicos de tierras bajas como el Alto Valle del Magdalena, áreas húmedas y semi-húmedas, en bosques de América Central y América del Sur, siendo poco homogéneas, y de hecho representan un mosaico de diferentes tipos de bosques secundarios, borde de bosques densos y matorrales. Dichos organismos utilizan éstos recursos de manera constante y se convierte en un requerimiento de hábitat importante para su movilidad, reproducción y alimentación (Zimmer, K. & Isler, M.L., 2016).

Especies focales

1.8 *Thamnophilus doliatus*

Típico de sotobosque y zonas medias de bosques caducifolios, matorrales de crecimiento secundario, matorrales ribereños y matorrales de islas fluviales. La distribución altitudinal se ha reportado hasta 2000 metros de altura, sin embargo Hilty & Brown (1986) reportan un rango entre 800 y 1500 metros. También se encuentra en matorrales arbustivos y borde de bosques, y en ocasiones frecuentan áreas cultivadas, jardines y parques con matorrales y árboles. En las sabanas generalmente se encuentran restringidos a bosques de galería, bordes de bosques o áreas aisladas de bosques sabaneros. En algunas islas como en Tobago panameño y la isla de Coiba, se encuentra en casi todos los micro-hábitats, hasta la copa de los árboles. En Colombia generalmente es sustituido por *T. multistriatus* en elevaciones mayores (Zimmer, K. & Isler, M.L., 2016).

Ecología: Mantienen usualmente en parejas, próximos uno del otro, habitando en el follaje, forrajeando una variedad de sustratos, desde el suelo hasta el dosel de los bosques, matorrales densos y lianas, siendo especies territoriales (Gaitán, 2013). Se alimentan activamente de forma individual o en pareja (Skutch, 1969; Hilty & Brown, 1986; Restall et al., 2007; Koloff & Mennill, 2011). Parte del comportamiento habitual de esta especie es brincar y aletear intensamente mientras forrajea en busca de escarabajos, hormigas,

saltamontes, orugas, otros insectos y arañas entre la vegetación espesa; se encuentran generalmente en parejas (Martínez, 2008).

Distribución: En Colombia se distribuye principalmente desde menos de 800 m hasta 1500 m al oeste de Cundinamarca, hasta 1400 m al suroeste de Boyacá. Al este del Golfo de Urabá hasta el oeste de la Guajira y en todo el valle del Magdalena hasta el sur de Huila (Hilty & Brown, 1986).

Figura 1 Especie *Thamnophilus doliatus*



1.9 *Myrmeciza longipes*

Organismos típicos de sotobosque y suelo de bosques caducifolios, bosques semi-decíduos, bosques de galería, bosques de crecimiento secundario, y bordes arbustivos de bosques siempre-verdes; sin embargo Hilty & Brown (1986) reportan una altura inferior o igual a 1700 metros. En gran parte de Venezuela, la región Guyanesa y el nordeste de la amazonia brasilera (Amapá, Pará), utiliza fronteras húmedas y arbustivas en (Zimmer, K. & Isler, M.L., 2016).

Ecología: Generalmente en parejas o solos, forrajeando en el suelo o cerca de él. La especie prefiere la vegetación densa, común en el sotobosque o en bordes de matorrales secos. Se alimenta de insectos y otros artrópodos, entre los cuales se han encontrado arañas, hormigas y chinches (Gaitán, 2013).

Distribución: generalmente se encuentran por debajo de 700 msnm y hasta los 1750 msnm en el Alto valle del Magdalena (Colombia) (Zimmer, K. & Isler, M.L., 2016). Sin embargo Hilty & Brown (1986) reportan que se encuentra en el norte de Colombia desde el este de Córdoba y la Serranía de San Jacinto hasta la Guajira y todo el Valle del Magdalena; al este del Norte de Santander y norte de Arauca; oeste de meta hasta el Orinoco.

Figura 2 Especie *Myrmeciza longipes*



1.10 *Formicivora grisea*

Se encuentran en sotobosque y zonas medias de una variedad de hábitats boscosos; generalmente en los bordes. En algunas áreas ocupa varios hábitats, pero la mayoría de las poblaciones regionales tienden a ser restringido a unos pocos. Utilizan varios hábitats dentro de la misma región, incluyendo matorrales a lo largo de bordes de bosque caducifolio y estacionalmente en sabanas inundadas, también en matorrales espinosos caducifolios altos, bordes de bosques de galería, bosques de crecimiento secundario, así como en los manglares. Generalmente se restringe a cualquier área de bosques de crecimiento secundario jóvenes en el sur de Venezuela, sureste Colombiano, región amazónica sur y el norte de Brasil (Zimmer, K. & Isler, M.L., 2016).

Ecología: Usualmente en parejas en matorrales, forrajeando cerca del suelo, en el follaje y las ramas. Común en bordes de montes secos, matorrales áridos y

bordes de monte de sabana (Hilty & Brown, 1986). Se alimenta de pequeños insectos y otros artrópodos. Entre las presas que ingiere se han registrado termitas, arañas, mantis, larvas de lepidópteros y escarabajos (Gaitán, 2013).

Distribución en Colombia: Normalmente por debajo de los 1000 msnm, pero a 1600 msnm en Venezuela. En nuestro país llega hasta 1100 msnm. Se encuentra en la región del Caribe desde el Golfo de Urabá y el oriente del alto valle del Sinú hasta Barranquilla y hacia el sur hasta el alto valle del Magdalena. También en el área de Santa Marta hasta la Guajira y al oriente de los Andes en tierras bajas de Catatumbo y noreste de Guainía hasta Vaupés (Icesi, 2016).

Figura 3 Especie *Formicivora grisea*



2. Estado del Arte

2.1 Pérdida de hábitat

Las aves de sotobosque se caracterizan por ser especialistas de hábitat y por poseer baja capacidad de movilidad entre fragmentos de hábitats (Idrobo y Gallo, 2004). Ambas características limitan su capacidad de sobrevivencia ante procesos estocásticos que modifican la estructura del paisaje (Idrobo y Gallo, 2004). La pérdida de hábitat y el aislamiento entre parches de hábitat no solo reduce el tamaño de la disponibilidad de nicho sino que ha sido asociado a

aumentos de la depredación de nidos en el suelo (Simonetti, 2007). Se ha descrito también que reduce las probabilidades de encontrar pareja (Díaz 2006a).

Las mayores evidencias a nivel mundial sobre la pérdida de hábitats idóneos para este grupo de aves existen gracias a estudios donde se concluye que dichas pérdidas han ocurrido por fenómenos de fragmentación (Stouffer & Bierregaard 1995) y por el aumento del efecto borde (Restrepo y Gómez, 1998). Moore *et al.* (2008) documentaron que la sobrevivencia de aves en los trópicos dependerá de su capacidad de movilidad entre parches de hábitat. Ante fenómenos de fragmentación, aves con baja capacidad de vuelo quedarán reducidas a pequeños fragmentos de hábitat con efecto borde. Consecuentemente, esta reducción y aislamiento de parches de hábitat afectarán a la estructura metapoblacional, flujo de genes y estrategias de conservación.

2.2 Análisis Multicriterio

En cuanto al análisis multicriterio Store & Kangas (2001), utilizaron el procesamiento de datos en un SIG y el análisis espacial, junto con técnicas modernas de análisis de decisión, para mejorar la evaluación de la idoneidad del hábitat en áreas extensas. Se enfocaron además en aplicar modelos de evaluación empírica y modelos basados en el conocimiento de expertos. Los requerimientos de hábitat de las especies los espacializaron como capas de mapas dentro del SIG de modo que cada capa representaba un criterio. Los SIG fueron también utilizados como la plataforma en la gestión, combinación y visualización de cada criterio y también como una herramienta para producir nueva información, especialmente mediante el uso de funciones de análisis espacial. Dichos autores estandarizaron cada criterio, realizaron la ponderación y la combinación mediante métodos de evaluación multicriterio (MCE), basándose en la teoría de utilidad de atributos múltiples (MAUT).

A nivel más específico Store & Jokimäki (2003) analizaron un método por medio del cual es posible producir información ecológica georreferenciada sobre los requerimientos de hábitat de diferentes especies. Los autores

integran modelos de evaluación y modelos empíricos basados en la experiencia del Sistema de Información Geográfica (SIG) y métodos de evaluación Multicriterio (MCE), el cual proporcionan las herramientas técnicas para el modelamiento de la experiencia de expertos y la conexión (normalización, ponderación y combinación) de los requerimientos de hábitat para diferentes especies. Las principales ventajas del método fueron las posibilidades de considerar los factores del hábitat en diferentes escalas, evaluar idoneidad de hábitat para diferentes especies, ponderar valores de importancia e integrar modelos empíricos y conocimiento de expertos.

En otros estudios aplicados al ordenamiento del territorio, Romano y colaboradores (2015), se centraron en la integración de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y el Análisis de Decisión Multicriterio (MCD) para evaluar el potencial de un área costera, ubicada en el norte de Puglia (sur de Italia), para mejorar su desarrollo sostenible a través de la restauración de granjas. Utilizaron combinaciones lineales ponderadas (WLC) y promedio ponderado ordenado (OWA), para identificar sitios adecuados donde se podría implementar la restauración. Para evaluar los juicios de los expertos utilizaron el enfoque del Proceso de Jerarquía Analítica (AHP) para la priorización de los criterios. Los autores destacan cómo la distribución espacial de las áreas adecuadas estuvo estrechamente relacionada con el riesgo asumido y, en consecuencia, con la capacidad de los métodos para variar los parámetros de riesgo y compensación (Romano et al., 2015).

Franco (2011), desarrolló un modelo de unidades de ordenamiento forestal a favor del uso sostenible de los bosques y de las zonas con o sin cobertura boscosa, usando Análisis Multicriterio (AMC) a través de métodos directos y de pares; también realizó análisis de sensibilidad y normalización de la información. Como resultado generó un modelo integrando información espacial con diferentes criterios en una estructura jerárquica, asignando ponderaciones dadas por expertos profesionales. Concluye que las capacidades de entrelazar la información geográfica y la visión de los expertos

sobre el tema analizado y el uso de SIG basado en análisis multicriterio con datos espaciales y la integración de los datos geográficos.

En métodos aplicados a la conservación de la biodiversidad otros investigadores desarrollaron un modelo básico de análisis espacial multicriterio para toma de decisiones (MCSDDSS) el cual integró técnicas de información espacial como son los SIG (Sistemas de Información Geográfica) y Análisis multicriterio (AMC). El objetivo de la investigación fue generar un mapa de idoneidad a nivel regional para la conservación de la biodiversidad, para ser utilizado como una variable de decisión en la planificación. Los investigadores (Bottero, Comino, Duriavig, Ferretti, & Pomarico, 2013) consideraron identificar variables espaciales para la conservación de la biodiversidad, áreas críticas, pendientes del terreno, usos de suelo, infraestructura y presión antrópica. Finalmente destacan la importancia de las herramientas MCSDDSS para la planificación y conservación de la biodiversidad.

3 Dispersión de Especies

El Análisis Espacial Multi Criterio (AEMC) particularmente puede ofrecer herramientas para evaluar la dispersión de las aves en el paisaje y *en donde se consideran patrones espaciales de requerimientos de hábitat* a través del Bosque Seco Tropical del departamento del Tolima para que las especies se puedan dispersar (González, 2016).

Por lo anterior se puede pensar que el AEMC puede ser utilizado en la evaluación de distribución espacial, así como en la dispersión de los organismos especialmente en especies de aves residentes que son las más frecuentes.

Un fenómeno recientemente estudiado es la fragmentación del paisaje, que permite determinar sus efectos en el hábitat y la dispersión de las especies de aves. Estos organismos han recibido una mayor atención con el objetivo de mantener la conectividad entre las poblaciones de animales, así como información básica sobre el tamaño del territorio donde habitan, su densidad

poblacional, y los requerimientos ecológicos o de microhábitats en estos paisajes fragmentados (Valdez, 2011).

Ésta información puede contribuir a las predicciones acerca de cómo las especies de aves pueden usar un fragmento de un tamaño específico o vegetación secundaria de una estructura dada (citado por Losada et al, 2014), así como que rango de temperatura o niveles de precipitación que requieren, como las afecta la topografía o pendiente del terreno para sus movimientos o si el aspecto del terreno incide en dichas preferencias de hábitat. También sirve para predecir actividades como búsqueda de un compañero o de alimento o la ubicación de refugios (Hasson et al 1995, Haukes, 2009, citado por González, 2016).

Los organismos se mueven en el paisaje dependiendo de las necesidades por los recursos (kadoya, 2009);— cuando cambia la distribución espacial de los recursos, las aves tienen que moverse a sitios idóneos lo cual conlleva a cambios en las dinámicas poblacionales y a un gasto energético (Morales et al, 2010). Esto es un riesgo para dichas especies, lo que podría generar el cambio de su estado de amenaza, y que a su vez justifica de alguna manera el estudio de sus movimientos como estrategia de conservación.

De acuerdo con Bennet (1999) los organismos se mueven a través del paisaje motivados por la necesidad de encontrar alimento, pareja y recursos estacionarios, para evitar depredadores, y para expandir su rango de hogar. Chetkiewics (*et al.* 2006), Ims (1995) definieron cuatro tipos de movimientos para los organismos: (1) forrajeo, (2) búsqueda, (3) dispersión y (4) migración. Los dos primeros hacen mención a movimientos a microescala y los dos últimos a movimientos a macroescala (Chetkiewics *et al.* 2006).

Posteriormente, Kattan y Murcia en el 2003 definieron que las aves presentan dos tipos de movimiento: (1) desplazamiento, el cual se relaciona con la capacidad intrínseca de los organismos para buscar recursos, como alimento y pareja (Norris & Stutchbury 2001) para defender su territorio de intrusos en diferentes parches de hábitats (movimiento a micro-escala) y (2) dispersión, en donde el organismo deja su lugar de nacimiento en la búsqueda de otro en donde asentarse, sea después de su nacimiento o luego de reproducirse (Swingland 1983 en Idrobo y Gallo, 2004) (movimiento a macroescala).

Ambos tipos de movimiento estarán sujetos a la decisión de un individuo a cruzar o no cruzar ambientes potencialmente hostiles (Baguette y Van Dyck, 2007) como por ejemplo una matriz de plantación o pradera en aves de sotobosque. Entonces, esta decisión dependerá de sus habilidades preceptuales que tenga el organismo de los límites de su hábitat (Norris & Stutchbury 2001).

Además de los movimientos que pueden realizar las especies en sus territorios, debido a diferentes requerimientos de cada organismo existen otros estudios importantes, relacionados con la biología o ecología de las especies de aves. Como ejemplo, para identificar las zonas críticas para el mantenimiento de la conectividad y disponibilidad del hábitat del urogallo (*Tetrao urogallus aquitanicus*) a escala regional, se valoró en qué medida los espacios de la Red Natura 2000 y del Plan de Espacios de Interés Natural de Cataluña son efectivos para proteger esas zonas críticas, y se señalaron algunas zonas no cubiertas por estos espacios en las que serían necesarias medidas adicionales de protección. Además, se identificaron elementos del paisaje que tuvieron mayor relevancia para preservar los elementos conectores para el urogallo y en los que se debería priorizar una gestión forestal orientada al mantenimiento y fomento de las poblaciones de esta especie y de las características del hábitat que le son propicias (Saura *et al*, 2011).

En otra investigación acerca de los movimientos en aves, evaluaron la importancia de los paisajes agrícolas para la conservación de especies asociadas al bosque y como han sido relegadas a segundo plano, sin embargo, determinaron que es cada vez más evidente que estos sistemas tienen una gran capacidad para mantener estas poblaciones. Comprobaron que el mayor número de observaciones correspondió a hábitats con menores valores de fricción. Los movimientos de dos individuos de las especies *Thryothorus rufalbus* y *Chiroxiphia linearis* sugieren la existencia de conectividad funcional en el paisaje de Matiguás (Martínez *et al*. 2011).

De otro lado, Losada *et al*, (2014) calcularon el tamaño de rango de hogar del Homiguero dorsicastaño (*Myrmeciza exsul*) en paisajes fragmentados en el

suroeste de Costa Rica. A través de métodos de telemetría, marcó individuos de *M. exsul*, una especie insectívora común de sotobosque, no migratoria con baja movilidad y especialista de bosque, para determinar su rango de hogar y concluye que los tamaños de rango de hogar de *M. exsul* están influenciados por variables de vegetación como área basal y densidad de árboles, mientras que el área núcleo está afectada por el tipo de paisaje.

A nivel estructural Cerezo y colaboradores (2010) evaluaron el impacto de la fragmentación de los bosques tropicales sobre las aves. Los resultados indicaron que la respuesta de las aves a la pérdida del paisaje forestal y la fragmentación en la escala de 1000 m fue mucho más fuerte que a los 200m - y las escalas de 500 m, por lo tanto evidenciaron que la persistencia de algunas especies en paisajes fragmentados depende de factores que operan más allá de la escala del territorio, es decir, movimientos de dispersión extra-territorial. Finalmente encontraron fuerte evidencia de un efecto de fragmentación de la zona, el cual influye en la presencia de aves pero dichos efectos son mucho más fuertes en los niveles inferiores de la cobertura forestal (Cerezo *et al*, 2010).

Barret y colaboradores (1994) sugirieron que una prioridad importante para la conservación de la avifauna es conservar un mosaico de hábitats seminaturales dentro del ambiente de tierras agrícolas, en lugar de centrar la atención en garantizar unas pocas reservas grandes (Bennet, 1998). En contraste otros investigadores caracterizaron la abundancia, riqueza y diversidad de aves en hábitats con diferente cobertura arbórea (fragmentos de bosque seco, bosques riparios, charrales, cercas vivas, potreros de alta y baja cobertura arbórea) en un paisaje fragmentado (Costa Rica). Utilizaron puntos de conteo, y realizaron la composición y estructura de las aves. En este estudio los potreros de alta cobertura y los bosques riparios presentaron una mayor riqueza de especies de aves que los fragmentos de bosque seco y los potreros de baja cobertura. Además, los potreros de alta cobertura presentaron una abundancia de aves mayor respecto a los potreros de baja cobertura, bosque ripario y charrales. Finalmente las aves insectívoras fueron las más comunes en los hábitats estudiados. Los hábitats boscosos presentaron una

composición de aves diferente a la registrada en los hábitats abiertos (Martínez *et al.* 2008).

Es fundamental señalar que al paisaje lo reconocen de manera diferente especies distintas y por tanto el nivel de conectividad varía entre especies y entre comunidades (Bennett, 1999). La conectividad del paisaje se puede lograr de dos formas principales para las especies animales: Manejando el mosaico entero del paisaje para promover el desplazamiento y la continuidad de la población, o manejando hábitats concretos dentro del paisaje para lograr dicho propósito.

Finalmente, esta investigación pretende proponer una metodología de Análisis Espacial Multicriterio, para la investigación y modelamiento de las distribuciones de especies de aves asociadas a coberturas en la zona de vida Bosque Seco Tropical y su dispersión a través de la conectividad estructural del paisaje, utilizando Sistemas de Información Geográfica a partir de información geográfica generada, suministrada y recopilada, teniendo en cuenta además, criterios (valorados por expertos en ornitología) relevantes asociados a los hábitats donde se encuentran las especies.

4 Planteamiento del Problema y Justificación

4.1 Planteamiento del problema

La disponibilidad de recursos para las especies de aves que utilizan estrictamente un hábitat, debe valorarse en cuanto a calidad y cantidad, ya que dicho recurso pueden determinar la presencia o ausencia de un organismo en determinado uso del suelo. Tener en cuenta la variedad de actividades de consumo y producción de alimentos de gran importancia que ocurren en la región del bosque seco es importante para valorar las diferentes amenazas del hábitat para las especies de aves que utilizan determinada dicha cobertura.

Una de las mayores amenazas es la fragmentación del Bosque Seco Tropical, el cual se estima que este ecosistema ha desaparecido en un 90% (Pizano y García 2014). Pero en términos de conservación, el BST es uno de los

ecosistemas más degradados y amenazados (Janzen 1988, Miles *et al.* 2006), ya que se presenta como parches o fragmentos aislados, dentro de paisajes dominados por cultivos de gran extensión y áreas dedicadas a la ganadería (Fajardo *et al.* 2005). En Colombia son pocos los datos acerca de la cobertura y extensión real de este ecosistema. Se tiene información del estudio de Etter (1993, 2008), en donde estima que la cobertura del bosque seco del país es del 1,5 % de su cobertura original. El alto grado de amenaza que sufre el bosque seco, debido a la transformación y degradación específicamente en Colombia, se suma a las grandes deficiencias que actualmente presentan las estrategias para su conservación Arango *et al.* (2003) determinaron que sólo el 3 % de los bosques secos del país están incluidos en áreas protegidas pero solo en la ecorregión del Caribe, donde se encuentran los relictos de bosque en mejor estado de conservación.

La gran mayoría de aves que utilizan el Bosque Seco Tropical no están especializadas a este tipo de bioma (Stotz *et al.* 1996). Sin embargo, los thamnophilidos tienen alta especialización al Bosque Seco Tropical. Lo anterior podría generar endemismos por lo cual es importante estudiar la dispersión de aves en dicho hábitat (Zimmer, K. & Isler, M.L., 2016).

Para dichos análisis de distribución espacial y dispersión de aves podría utilizarse la herramienta Análisis Multicriterio (AMC), siendo un instrumento matemático que permite la comparación de alternativas y en particular variables espaciales y ambientales, así como argumentos según criterios de expertos que pueden estar a menudo en conflicto (Chakhar y Mousseau, 2007).

La destrucción y fragmentación de hábitats, la contaminación y la cacería han llevado a un creciente número de especies de aves a una situación precaria (Rengifo *et al.* 2002). Por lo tanto podría realizarse un Análisis Espacial Multicriterio en el Bosque Seco Tropical, el cual es uno de los ecosistemas más amenazados del mundo y más aún porque permite el establecimiento de especies de aves especialistas de dicho ecosistema (IAVH 1998). El resultado del AMC permitiría proponer escenarios de conservación en lugares en donde la conectividad estructural sea baja.

En síntesis, es importante desarrollar un modelo del AMC a partir de consulta a expertos, así como el análisis estructural del BST como elementos base para el estudio de la dispersión de organismos especialistas, el nivel de fragmentación y grado de conectividad, que permitan además tener herramientas de decisión en pro de la conservación y manejo efectivo de las poblaciones de aves típicas del BST, así como perspectivas para el diseño de áreas protegidas.

4.2 Justificación

El presente estudio se enfoca al desarrollo de una propuesta metodológica para determinar la distribución espacial de especies de aves a partir de un Análisis Espacial Multicriterio, que integre variables climáticas y espaciales. Dicho resultado puede servir de base para estudiar la Ecología y conectividad funcional de dichas especies, así como para proponer estrategias de conservación a partir de información relacionada con calidad de los parches o requerimientos de hábitat.

Poco se conoce sobre la movilidad de las especies dependientes del bosque dentro de paisajes intervenidos (Stevens *et al.* 2004), o bien, sus requerimientos en términos de áreas para el establecimiento de territorios. Trabajos recientes tratan de explicar la susceptibilidad de las especies a la fragmentación en función de rasgos ecológicos como el grado de rareza, el tamaño corporal, la capacidad de movimiento, el grado de especialización en dieta o requerimientos ambientales, o el nivel trófico (Steffan-Dewenter y Tschardtke, 2002; Ewers y Didham, 2006; Prugh *et al.*, 2008).

Aunque existen estudios donde se demuestra que la dispersión de las aves responde a muchos aspectos como la cobertura del suelo, éstas rutas son también a través de los bosques tropicales fragmentados, y que las respuestas difieren entre individuos, así como entre las especies (Cameron *et al.* 2011). Sin embargo se debe tener en cuenta las variables climáticas (temperatura y precipitación) y espaciales (ej: topografía) así como la calidad de los fragmentos en los que dichos organismos se pueden mover.

La dispersión de las aves por los bosques y la matriz agrícola se ve obstaculizada por las diferencias que pueden existir entre los parches de bosques (Desrochers and Hannon 1997, St. Clair et al. 1998, Develey & Stouffer 2001, St. Clair 2003, Castellon & Sieving 2006, Awade & Metzger 2008). Para muchas especies de aves dependientes de bosques, éstos hábitats abiertos dominados por matrices agrícolas, representan áreas de alto riesgo de depredación (Rodríguez *et al.*, 2001, Turcotte y Desrochers, 2003) por lo tanto esta puede ser la razón de que las aves residentes de los bosques generalmente evitan estos lugares (Lima y Eneldo 1990).

De otra manera las aves típicas de bosques tropicales, son consideradas particularmente sensibles a los efectos de la fragmentación del hábitat (Harris and Reed 2002, Stratford and Robinson 2005), siendo importante evaluar la calidad de los parches a través de índices del paisaje. También es imprescindible considerar la calidad de los parches de BST como variables fundamentales para evaluar la dispersión de las aves en el paisaje, así como variables como temperatura, precipitación y topografía del terreno para determinar su distribución espacial a partir de AEMC.

El diseño de distribución de los organismos en el paisaje, están ligados a criterios ambientales y pueden ser evaluados de forma variada por dos o más investigadores. Para evaluar los tamaños de área, conectividad estructural y dispersión en lugares importantes para los organismos objeto de estudio, se realizará un diseño o modelo de AEMC, el cual permite definir prioridades evaluadas por profesionales a través de encuestas.

Finalmente como el bosque seco tropical (BST) es considerado uno de los ecosistemas más amenazados del mundo, también es uno de los menos estudiados y además presenta un alto grado de endemismo en comparación con otras regiones. Como lo menciona Pizano y García (2014) "*el aparente aislamiento ecológico de las mayores regiones de bosque seco tropical en Colombia sugiere que estas regiones deberían tener un alto nivel de endemismo*". Así mismo es importante mencionar que la fragmentación del hábitat puede generar aislamiento de los organismos y la ocurrencia en un

momento como especies endémicas, por lo tanto la fractura del hábitat aumenta la vulnerabilidad de las especies de aves. Debido a esto se podría realizar propuestas de conectividad estructural para dichos organismos, permitiendo disminuir de manera significativa la pérdida de conectividad estructural, la probabilidad de estar en una lista roja de especies amenazadas y aportar nuevos conocimientos de su ecología.

4.3 Preguntas de investigación

¿Cuál es la distribución espacial de hormigueros y la conectividad estructural del bosque seco del Departamento del Tolima?

¿Cómo podría ser la dispersión de los hormigueros en el BST del Tolima?

¿La integración óptima del Análisis Espacial Multicriterio, la información ecológica y espacial de las especies de aves, y los sistemas de información geográfica, son herramientas importantes para la toma de decisiones?

5 Objetivos

5.1 Objetivo general

Desarrollar una metodología basada en el Análisis Espacial Multicriterio para el diseño de la distribución espacial y conectividad estructural de aves en el Bosque Seco Tropical del departamento del Tolima.

5.2 Objetivos específicos

- Desarrollar un modelo de análisis espacial que permita conocer la distribución y conectividad estructural de especies de aves.
- Determinar las variables espaciales requeridas para elaborar el Análisis Espacial Multicriterio en el Bosque Seco Tropical del Tolima

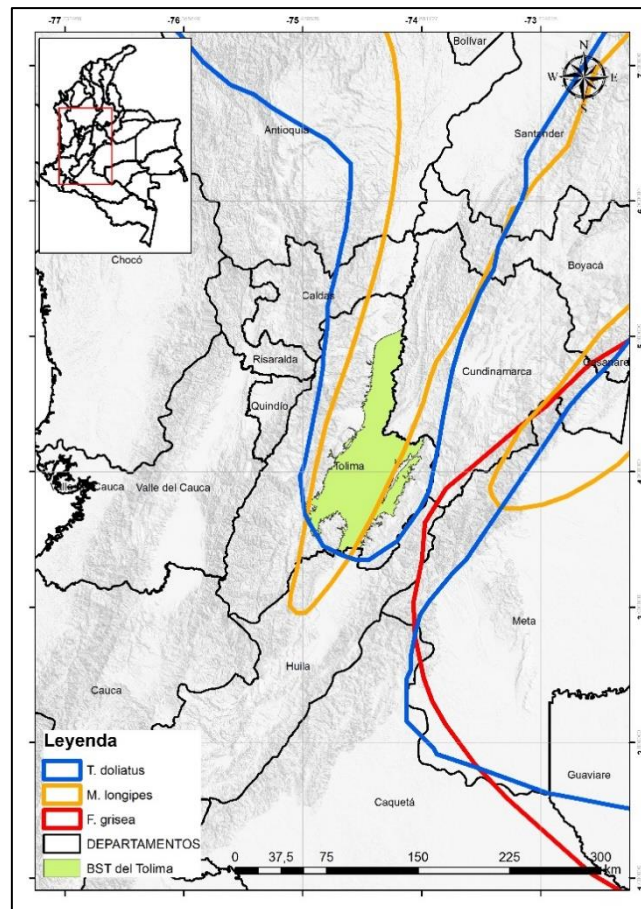
- Generar información geográfica de alta resolución espacial para diseñar escenarios de conservación para aves del Bosque Seco Tropical del Tolima.

6 Materiales y Métodos

6.1 Selección de la zona de trabajo

Se seleccionó el bosque seco tropical de departamento del Tolima (Colombia) por ser la zona de vida en donde las coberturas de la tierra albergan las aves objeto de estudio y sobre todo porque cumple con los rangos climáticos característicos del BST en el departamento y su distribución altitudinal en los que se pueden encontrar dichos organismos. El BST es considerado un bioma de tierras bajas con régimen bimodal o estacionalidades marcadas, sobre todo con varios meses de sequía (Mooney et al. 1995). Finalmente se tuvo en cuenta éstas áreas porque de acuerdo a los rangos geográficos de la base de datos de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2017) para cada especie, se determinó que las áreas de residencia de las aves, cubren el BST en el Tolima al menos para *M. longipes* y *T. doliatus*, lo cual sugieren una adaptabilidad morfológica, fisiológica y de comportamiento. Además existen niveles altos de endemismo y biodiversidad, lo cual representa una justificación, generando *que los BST sean de altísima prioridad para la conservación* (Dirzo y Raven 2003); Aunque la resolución espacial de los rangos geográficos es baja, coincide en gran medida con dicha zona de vida (Ver figura 4).

Figura 4 Mapa de rangos geográficos



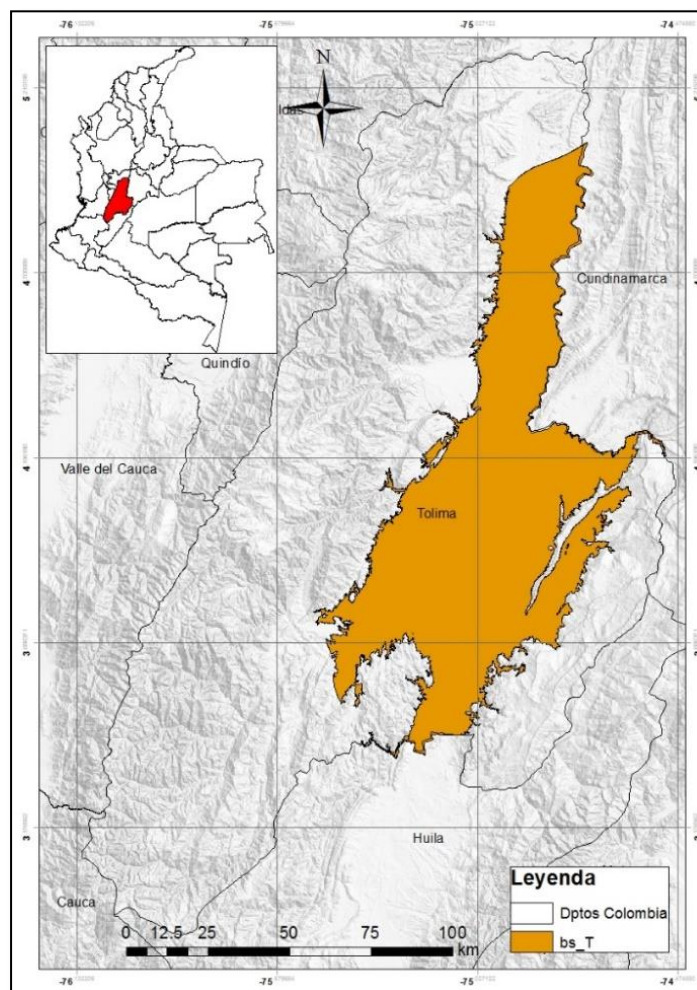
6.2 Área de estudio

El área de estudio se ubica en el departamento del Tolima (ver Fig. 5), sobre la región biogeográfica del Valle Magdalena, Subregión Alto Magdalena (Pizano y García 2014), donde predomina la zona de vida Bosque Seco Tropical (BST) según Holdridge (1978). La zona de vida (ecorregión) BST del Tolima posee un rango altitudinal que varía entre los 167 y los 1066 msnm; de acuerdo a la capa generada por Cortolima (información suministrada), tiene una extensión de 666.684 ha (6650, km²). Pizano y García (2014) reportan 130000 ha de bosques secos para el Alto Valle del Magdalena (Huila, Tolima y Cundinamarca) de los cuales un 36% son bosques de galerías y arbustales en diferentes estados de conservación que se distribuyen de manera dispersa; también sobresalen algunos remanentes de bosque, bosques secundarios y sucesiones secundarias que hacen parte de un paisaje altamente fragmentado

con usos de suelos para pastoreo, cultivos de arroz, maíz, algodón y sorgo (IAVH 1998, Losada-Prado y Molina-Martínez 2011, Ruiz-Linares y Fandiño-Orozco, 2009). La temperatura media anual es entre 25 °C y 38 °C. La evapotranspiración supera a la precipitación con valores entre 250 y 2000 mm por año (Holdridge 1967, Murphy y Lugo 1986, citado por Pizano y García 2014).

En el amplio rango de áreas que presentan estas condiciones climáticas hay una gran variedad de ecosistemas incluyendo semi-desiertos, sabanas, y bosques semi-húmedos, húmedos y secos (Murphy y Lugo 1986), con sus respectivas transiciones.

Figura 5 Mapa de Área de Estudio. BST del departamento del Tolima

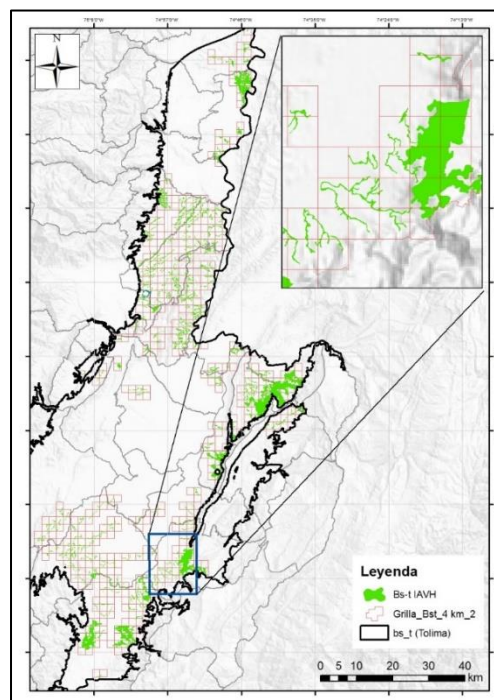


6.3 Diseño de muestreo

Para registrar la presencia de las especies objeto de estudio, se procedió a realizar una grilla o cuadrantes con la herramienta Geoespacial Modeling Environment (GME) a través del comando `genvecgrid` (Beyer, 2017) sobre la capa suministrada por Cortolima. Se recortó la capa resultante del BST para el departamento del Tolima. Cada cuadrante tiene una extensión 4 km² para garantizar la longitud mínima de recorrido de 1,5 km y la observación de las especies de aves (ver figura 6).

Posteriormente para minimizar la búsqueda de las especies y parches de hábitat a visitar, se utilizó la capa de bosque seco del Instituto Alexander von Humboldt (IAvH) producto de la modelación climática, cruces de cartografía y consulta a expertos (Pizano y García 2014). Con la grilla y la capa de bosque seco del Humboldt (Ariza et al. 2014) se determinó con geoprocesos de intersección a través de las herramientas Spatial Analyst de ArcGIS (10.3), los lugares de manera aleatoria para realizar los transectos lineales (sin replica) en bordes e interior de bosques densos, matorrales o sotobosques presentes (ver figura 6). Para diseñar el muestreo no se discrimino entre tipos de coberturas o categorías.

Figura 6 Mapa de cuadrantes y BST del departamento del Tolima



6.3.1 Transectos lineales

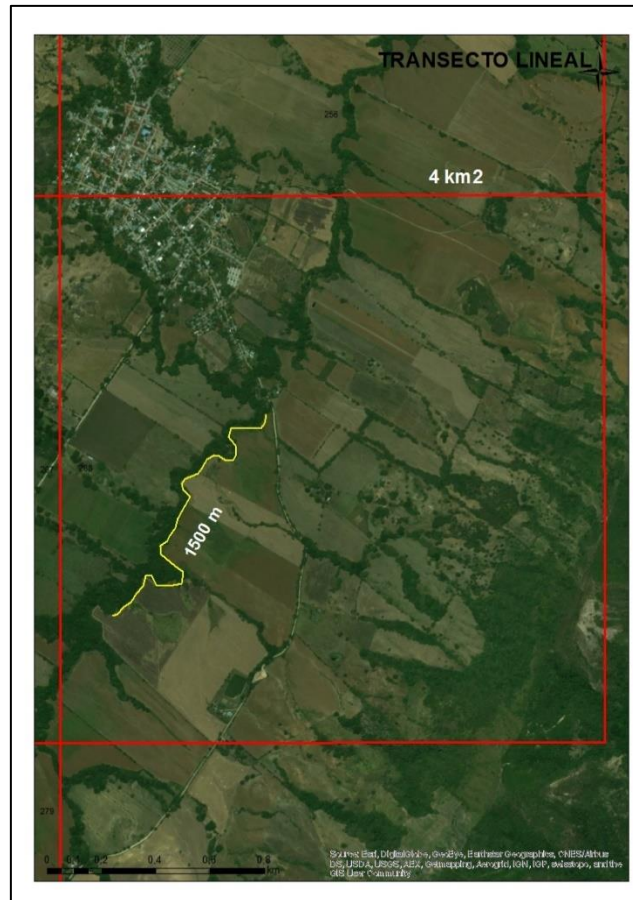
Este procedimiento implica recorrer una ruta predeterminada o un hábitat (Buckland, Marsden, & Green, 2008), que en caso particular corresponden a recorridos de 1.5 km aproximadamente (Gomes et al., 2008) el cual están orientados a lo largo del eje longitudinal de los fragmentos de bosque de crecimiento secundario, matorral alto o bosques densos; los recorridos tuvieron puntos de inicio y final dentro de los cuadrantes de 4 km² seleccionados al azar.

Se realizó el registro de las especies de interés, su posición (localización) y abundancia por especie a cada lado del observador a lo largo de ese transecto. Esto significa además que se tuvo en cuenta los registros auditivos ya que algunos organismos vocalizan pero su observación es complicada cuando se encuentran en el interior de la vegetación; como se mencionó en su ecología.

Para eliminar la dificultad que produce la topografía para realizar los transectos, se procedió a calcular la pendiente del terreno a partir del DEM que cubre el área de estudio en un SIG y seleccionar los sitios con pendientes menores. También se procuró evitar transectos con cursos de agua, carreteras, ciertos usos de la tierra y lugares sin permisos de acceso, por lo que las rutas reales seleccionadas difieren en cierta medida de las rutas-ideales, pero dicha desviación no se puede evitar (Gregory et al, 2004).

En algunos casos fue necesaria la sustitución de un fragmento de bosque seco dentro de transecto seleccionado, por uno que si se puede cubrir, procurando siempre que fuera equivalente en su hábitat (Gregory et al, 2004), todo con el objetivo de completar la distancia del recorrido planteada (Ver figura 7).

Figura 77 Mapa de transecto lineal en el BST



6.3.2 Técnica de Playback

Algunas especies de aves son particularmente difíciles de ver o escuchar (Gregory *et al* 2004). Por tal razón se utilizó la técnica de playback ya que los individuos objeto de estudio son sin excepción diurnos y su mayor actividad es principalmente en las mañanas y además responden eficientemente al playback (Koloff & Mennill, 2013). Las especies *F. grisea* y *M. longipes* son similar a *T. doliatus* en su comportamiento y defensa del territorio, además utilizan el mismo tipo de hábitat, por lo que es muy probable que compartan el territorio y donde se observe una de ellas, se encuentren las otras dos especies.

Los hormigueros barrados (*T. doliatus*) se consideran organismos de estudio interesantes para experimentos de reproducción. Dichos organismos realizan duetos en relativa proximidad a su pareja, por lo general <5 m (Koloff y Mennill

2011b), mientras que otros organismos realizan duetos con distancias de separación variables. Por lo tanto son organismos territoriales y responden a los llamados. Lo anterior permite garantizar el muestreo o localización de individuos que utilizan el sotobosque o matorrales altos.

Como se ha mencionado, la probabilidad de detectar éstas especies a veces se puede aumentar mediante el uso de la reproducción de una grabación (playback), en la que se reproduce el llamado o canto de un organismo previamente grabado y se escucha una respuesta del organismo defendiendo el territorio o por comportamientos de reproducción (Gregory *et al* 2004). Lo ideal es utilizar una parte de la grabación, de modo que un tramo corto del llamado de la especie se puede repetir de forma continua durante el tiempo que se requiere. El llamado o vocalización fue transmitido desde un altavoz sencillo de mano solo hasta la respuesta del individuo, pero fue necesario tener cuidado para evitar la perturbación al mínimo y no afectar el comportamiento natural de las aves (Gregory *et al* 2004).

6.3.3 Registro de Presencia de aves

Para la obtención de puntos de ocurrencia de las especies de interés en los transectos lineales, se utilizó el GPS navegador JUNO 3D el mismo que posee un rango de error de 2 a 5 m en tiempo real (Trimble, 2012). El error de exactitud *position dilution of prec* (PDOP) y horizontal *dilution of prec* (HDOP) estuvieron entre 2.5 y 2.7 respectivamente.

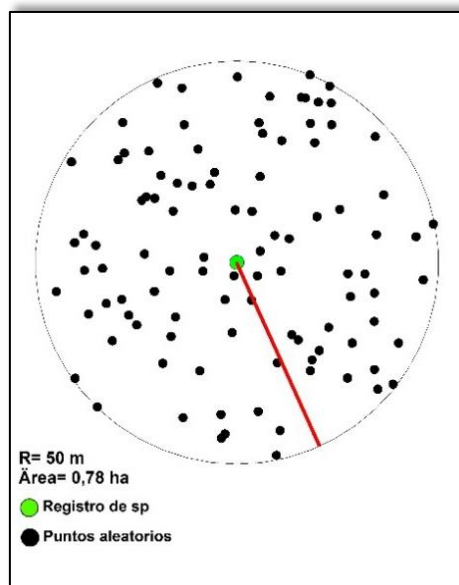
El objetivo de esta etapa es realizar un patronamiento espacial de los lugares en donde se detectaron las especies en estudio para posteriormente identificar elementos con características pictórico-morfológicas comunes, que permitirán clasificar las coberturas (hábitats) idóneas para dichas especies en las imágenes satelitales Rapideye (Camacho, 2014).

Para el patronamiento (librería espectral) se realizó un buffer de 50 m (0,7 ha) dentro de la cobertura de la tierra clasificada a partir de los registros de presencia de las especies; este procedimiento permite construir un mapa de 20 puntos generados aleatoriamente, en donde cada punto tiene la información de

Nivel Digital (ND) de cada píxel (Ver figura 8). El tamaño del buffer se realizó porque de acuerdo a Koloff & Mennill (2011b) el tamaño del territorio de *T. doliatus* es de 0.08 ha aprox. y según Stutchbury *et al.* (2005) para *M. longipes* se encuentra entre 0,7 - 2,3 ha, por lo cual se considera conveniente que el área mínima debe ser de 0,7 ha ya que se garantiza el tamaño de territorio para al menos dos especies. Para *F. grisea* no se conoce el tamaño de su territorio.

Se agruparon los datos de acuerdo al número de especies encontradas en cada localidad (Td= localidad donde se registró solo *Thamnophilus doliatus*, MI= localidad donde se registró solo *Myrmeciza longipes*, Fg= localidad donde se registró solo *Formicivora grisea*, Td_MI_Fg= localidad donde se registraron las tres especies.....etc); los 20 puntos alrededor de cada localidad tuvieron el mismo atributo (grupo).

Figura 8 Buffer de 50 m

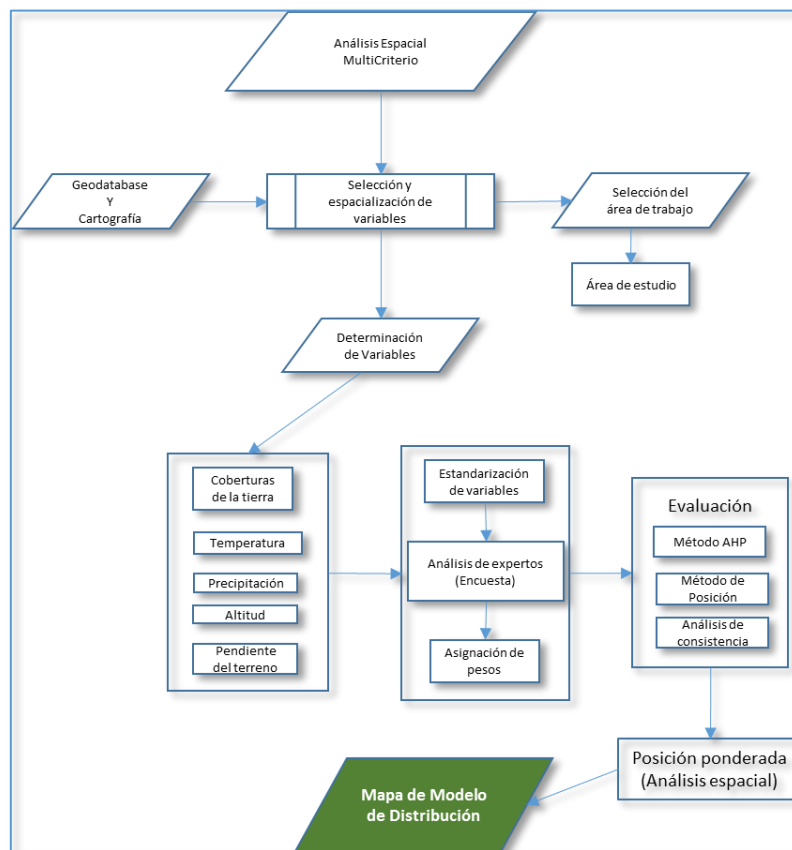


A los 1240 puntos generados se le anidaron valores de ND para cada banda espectral y se realizó un análisis de los promedios de los niveles digitales para cada caso, mostrando una buena discrepancia en cada conjunto de firmas por banda espectral.

6.4 Desarrollo del Modelo

Para la determinación de las variables espaciales dentro del AMC, recolección y edición de las variables que fueron utilizadas, los SIG fueron útiles para la ubicación espacial del área de estudio, organización de la información, representación gráfica del problema de investigación y modelación de resultados del análisis AEMC. La mayoría de la información fue transformada a archivos digitales para homogenizar la información que permitiese adaptar y adecuar dichas variables al área de estudio (ver figura 9).

Figura 9 Esquema metodológico del AEMC



6.4.1 Determinación de Variables

Para realizar el Análisis Espacial Multicriterio (AEMC) es necesario establecer las diferentes alternativas o variables espaciales que serán objeto de estudio y de valoración. Las variables son las potenciales soluciones al problema de distribución y análisis de dispersión de las especies de aves y se definen los

criterios mediante los cuales se analizara las alternativas seleccionadas. Las variables deben estar asociados a entidades geográficas (Franco, 2011) para asignar su priorización a través de SIG, a partir también de resultados de consulta a expertos.

6.4.2 Coberturas de la Tierra

Se tuvo en cuenta dicha variable por contener usos del suelo como los bosques secundarios, matorrales altos y bosques densos que hacen parte de los requerimientos ecológicos de las especies de interés y que además conforman la matriz circundante a los bosques secos, otras coberturas de la tierra. Se puede argumentar que la vegetación afecta a la distribución de especies cercanas, proporcionando refugio, alimento y sitios potenciales para nidos, mientras que la topografía y el clima afecta de forma indirecta, mediante la modificación de las relaciones de especies de aves con vegetación (Seoane *et al*, 2003).

Para dicha actividad, se utilizaron Imágenes Rapideye multiespectrales del año 2010 con una resolución espacial de 7 metros por pixel y una resolución espectral de 5 bandas. Las longitudes de onda (nm) corresponden a: blue (440-510), Green (520-590), Red (630-685), Red Edge (690-730), NIR (760-850).

6.4.2.1. Pre-procesamiento digital de imágenes satelitales

Se realizó la consulta y solicitud de imágenes disponibles en el Banco Nacional de Imágenes (IGAC) y se seleccionaron las escenas más actuales y con menor porcentaje de nubosidad. Posteriormente se unificaron las escenas al mismo sistema de referencia espacial para homogenizar la información (MAGNASIRGAS/ Colombia Bogota zone (3116).

Se procedió a revisar sus diferentes bandas espectrales para representar la mayor cantidad de información espectral posible, finalizando con el proceso de aplicar filtros que permiten eliminar ruidos y mejorar los valores de píxeles individuales con base en sus vecinos (Posada, 2012) (Ver Fig. 9).

Seguidamente se realizaron procesos de corrección atmosférica de las imágenes satelitales eliminando los efectos atmosféricos producidos por las partículas presentes en la misma.

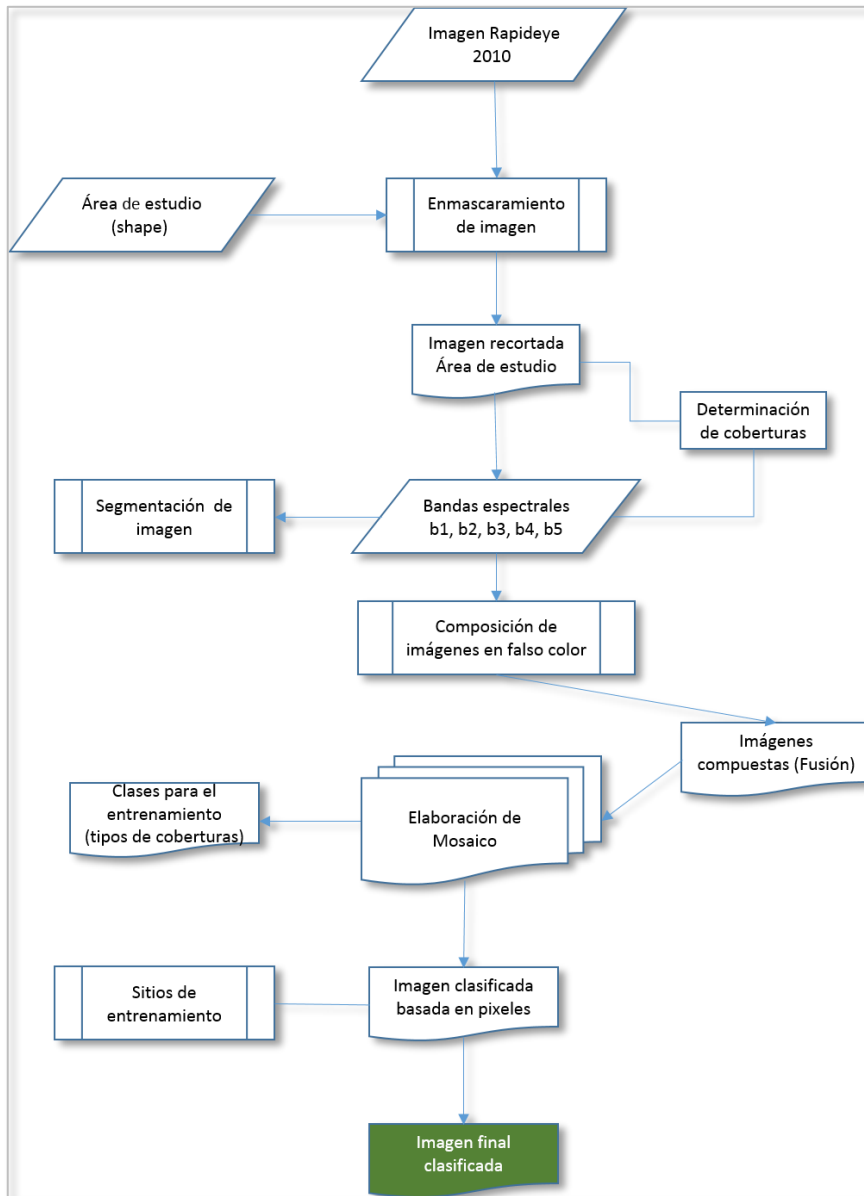
Así mismo, se realizó la fusión de todas las bandas espectrales para posteriormente cortar cada escena con el vector correspondiente a la zona de vida Bosque Seco Tropical (área de estudio). Al tener todas las escenas cortadas se realizó el mosaico el cual consiste en tomar cada escena y unirla con la escena espacialmente adyacente. Se realizaron realces de histograma en el área de interés, para mejorar el contraste de las mismas. Con estos realces se busca distribuir uniformemente los niveles de gris para lograr mejorar el contraste y la interpretabilidad de la imagen. Los procesos de ajuste del contraste tienden a adaptar la resolución radiométrica de la imagen a la capacidad del monitor de visualización (Chuvieco, 2006 y Posada, 2012).

Posteriormente en la etapa de procesamiento y transformaciones a la imagen, se realizaron composiciones de bandas espectrales. Se emplearon básicamente dos composiciones de color RGB con las imágenes tipo RapidEye. Estas son:

-Composición RGB 452 (falso color): banda 4 (red edge) en canal Red, banda 5 (infrarrojo cercano) en canal Green, y banda 2 (verde) en canal Blue. Esta composición se usó como apoyo a la interpretación de la vegetación para la clasificación de la imagen.

-Composición RGB 542 (Falso color): banda 5 (Infrarrojo cercano) en canal Red, banda 4 (Red edge) en canal Green, y banda 2 (verde) en canal Blue. Esta composición se usó como apoyo a la interpretación de la vegetación para la clasificación de la imagen, como es el caso de la identificación del bosque secundario.

Figura 10 Esquema metodológico para la clasificación de las imágenes satelitales



6.4.2.2 Patrones espectrales y clasificación de usos del suelo

La clasificación de las imágenes satelitales se basa principalmente en la reagrupación de los píxeles de una imagen de acuerdo a los Niveles Digitales (ND) de los mismos, teniendo en cuenta las distintas bandas espectrales que esta posea (Weng, 2009). Los clasificadores basados por píxel, son los más tradicionales debido a su facilidad de procesamiento y en éstos los más demandados son: los no supervisados y los supervisados.

Se realizó la valoración cualitativa de las escenas, revisando sus contrastes y comportamiento espectral, para determinar las mejores áreas de entrenamiento y número de clases temáticas a discriminar para realizar la clasificación supervisada (Posada, 2006).

Dependiendo del contraste espectral se desplegaron las bandas que permiten diferenciar mejor las clases temáticas de interés y realizar mejor el entrenamiento. En la fase de entrenamiento se utilizaron criterios pictórico-morfológicos de las imágenes (tono, color, textura, tamaño, forma, y sitio). A partir de estas clases se calcularon los ND que definen cada una de las clases y se asignan al resto de píxeles de la clase seleccionada. Se seleccionó un buen número de muestras por categoría para mejor entrenamiento.

Seguidamente se calculó la estadística en las áreas de entrenamiento para evaluar el grado de representatividad de las áreas piloto y su separabilidad espectral que permiten diferenciar las coberturas o clases temáticas y de esta manera obtener una buena clasificación. Además se realizaron las curvas espectrales para observar que bandas se traslapan o tienen confusión espectral, lo que podría generar una clasificación de las coberturas de la tierra regular o equivocada.

6.4.2.3 Clasificación de Coberturas de la tierra:

En la zona de vida Bosque Seco Tropical los tipos de vegetación más predominante son el matorral, bosque de crecimiento secundario y bosque

riberaño; sin embargo se encuentran otras categorías de coberturas de la tierra. Para tal caso se utilizó la metodología Corine Land Cover homologada para Colombia, por lo cual se consideró la adquisición y preparación de la información, el análisis y la interpretación de las coberturas en el área de estudio (clases temáticas) y la generación de la capa temática a escala 1:10.000.

En esta fase la digitalización de las coberturas se realizó en un Sistema de Información Geográfica a partir de sensores remotos mencionados anteriormente y su interpretación para posterior adaptación a la metodología Corine Land Cover. Finalmente, se diseñó una base de datos geográfica y se puso en funcionamiento el esquema de organización de la información temática generada en una base de datos geográfica (IDEAM, IGAC y CORMAGDALENA, 2007).

6.4.2.4 Clasificación supervisada

Para generar esta clasificación se utilizó un método mixto, que involucra el uso del método de clasificación supervisada (Máxima probabilidad); el método supervisado parte de un cierto conocimiento de la zona de estudio, adquirido por experiencia propia o por trabajos de campo (Chuvienco, 2006). Se digitalizaron "sitios de entrenamiento" representativos de cada categoría de uso de suelo (clase temática), identificados sobre las imágenes RapidEye. Estos sitios de entrenamiento se refieren a los polígonos en formato AOI digitalizados en el software ERDAS los cuales representan a cada clase evaluada.

Para definir los sitios de entrenamiento se utilizaron los criterios y elementos de interpretación que deben trabajarse en conjunto y de manera integrada en el proceso de interpretación visual de las imágenes, como son color, forma, tono, textura, patrón (Posada, 2006). En esta definición de sitios de entrenamiento se emplearon las combinaciones de color RGB 542, 452 y 321 (Ver Figura 12).

6.4.2.5 Definición de Clases Temáticas:



La leyenda de la cobertura de la tierra es la clave de mapeo que expresa cada clase temática con un color o trama diferente el cual se corresponden con los




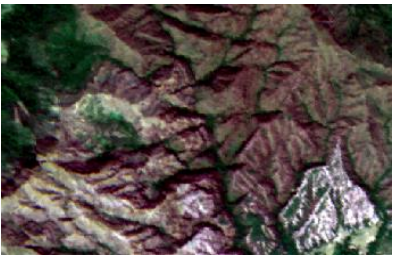

usos del suelo. Consecuentemente, al final del proceso de clasificación, la estructura jerárquica de usos del suelo abarca desde las clases globales generales de cobertura terrestre hasta las clases locales de usos del suelo. Se definieron diez (10) clases temáticas (Ver Tabla 1) o coberturas de la tierra en diferentes niveles, considerando la escala de trabajo (1:10.000).

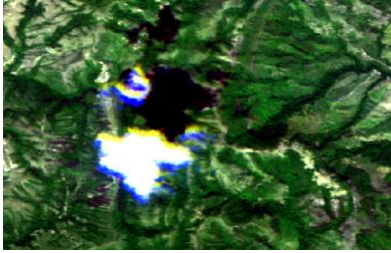


La metodología CLC presenta tres niveles de jerarquía. El Nivel I contiene clases generales de coberturas terrestres, como áreas artificializadas, áreas agrícolas, bosques y superficies de agua. El Nivel II incluye tipos de coberturas más detallados como bosques primarios, áreas con vegetación arbustiva y sin vegetación arbustiva. El Nivel III incluso es más específico como bosque secundario o en transición, áreas quemadas, suelos desnudos (IDEAM, IGAC y CORMAGDALENA, 2007).

En la siguiente tabla se presentan las 10 clases temáticas:

Tabla 1 Coberturas de la tierra y su representación

Cobertura (clase temática)	Criterio de identificación
<p data-bbox="301 1198 596 1234">Aguas continentales</p> 	<p data-bbox="699 1254 1340 1509">Con tonalidades en azul oscuro hasta negro en combinación 1,2,3, de forma larga (ríos) y alargada para embalses o reservorios. Con textura lisa. En combinación 5,4,1 se logra mejor discriminación.</p>
<p data-bbox="344 1585 553 1621">Bosque denso</p> 	<p data-bbox="699 1641 1340 1843">En combinación de bandas 1,2,3 color verdadero en tonos verdosos oscuros, combinación falso color 3,4,2, color verde oscuro forma irregular y textura rugosa.</p>

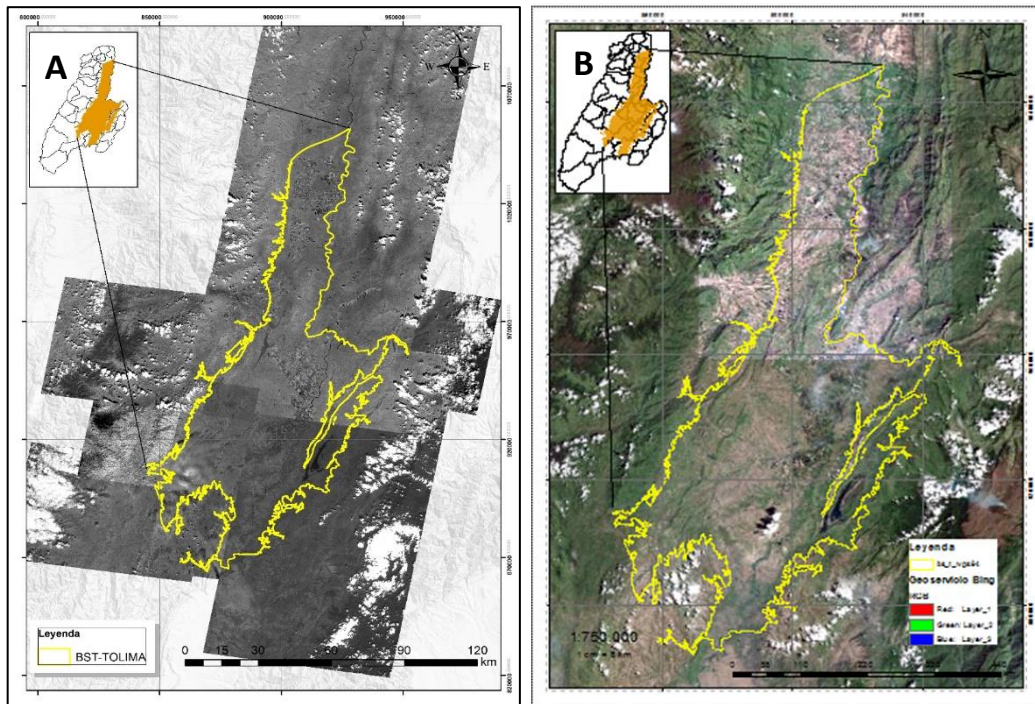
<p>Pastos</p> 	<p>En combinación 4,3,2, con colores verde agua, en combinación de bandas 1,2,3, color verde claro y textura llana y formas irregulares.</p>
<p>Territorios agrícolas</p> 	<p>En combinación 3,4,1, con colores verde agua en cultivo de arroz principalmente, en combinación de bandas 1,2,3, color verde claro, verde oscuro y tonos crema en suelos en preparación; textura llana en su mayoría y formas regulares.</p>
<p>Zonas urbanizadas</p> 	<p>De distintas tonalidades, se agrupan pixeles de gran heterogeneidad cromática en bandas 1,2,3. Presenta contornos rectos y polígonos regulares visto en combinación 3,4,2; Se resaltan Colores lila y contrasta con cultivos o bosques.</p>
<p>Áreas abiertas, sin o con poca vegetación</p> 	<p>Con tonalidades grises en combinación 3,4,1, se agrupan pixeles de gran heterogeneidad cromática. Presenta contornos curvos, sobre todo en áreas de mayor altitud; polígonos irregulares.</p>
<p>Zonas arenosas naturales</p> 	<p>De tonalidades blancas o azul clara en cualquier combinación, se agrupan pixeles de gran heterogeneidad cromática, en su mayoría cercana a ríos. Presenta contornos alargados y polígonos regulares.</p>

<p style="text-align: center;">Sombras</p> 	<p>De tonalidades oscuras en cualquier combinación, se agrupan pixeles de gran heterogeneidad cromática, en su mayoría creada por las nubes. Presenta contornos y polígonos regulares.</p>
<p style="text-align: center;">Nubes</p> 	<p>De tonalidades blancas o azul clara en cualquier combinación, se agrupan pixeles de gran heterogeneidad cromática en combinación 5,4,3. Presenta polígonos regulares.</p>
<p style="text-align: center;">Arbustal</p> 	<p>Con diferentes densidades y sustratos, tonos verdosos claros en las bandas 1,2,3; en combinación falso color 3,4,2 presentan color verde un poco oscuro forma irregular y textura algo rugosa.</p>

6.4.2.6 Área de procesamiento

La disponibilidad de las imágenes satelitales que el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) posee en su banco nacional de imágenes y que presentan mejor resolución espacial, espectral y temporal, además de un bajo porcentaje de nubosidad en el área de estudio, son las Rapideye multiespectral capturadas entre el 4 y el 21 de enero de 2010. La mayoría de las escenas suministradas por el IGAC tuvieron una nubosidad inferior al 1 % dentro del Área de estudio (Ver Figura 11A).

Figura 11 Mapas de Escenas de Imágenes Rapideye (IGAC) y Geo servicios



Así mismo se exploraron imágenes de alta resolución espacial dentro del área de estudio, con poca nubosidad, disponibles en Google Earth y Bing para el entrenamiento y construcción de patrones y referencias, así como para la identificación de características pictórico-morfológicas de las coberturas de la tierra siguiendo la metodología Corine Land Cover (CLC). Fueron visualizadas en el SIG ArcGIS y Erdas a través de geoservicios disponibles en internet (Ver Figura 11B)

6.4.2.7 Re proyección y combinación de bandas espectrales

Fueron suministradas por el IGAC 12 escenas del sensor Rapideye a través del acuerdo interinstitucional 006 de 2003 entre el Instituto Geográfico Agustín Codazzi-IGAC” y la Universidad Nacional de Colombia y la cual poseen las siguientes características: Spectral Bands: 5-band multispectral (blue, green, red, red edge and NIR)

Sensor Resolution: 6.5 m (at nadir)

Spectral Band Wavelength Range: (in nm)

Blue – 440 to 510

Green – 520 to 590

Red – 630 to 685

Red edge – 690 to 730

NIR – 760 to 850

Dynamic Range: 16-bits

Footprint Width: 77 km (at nadir)

Estas características permitieron realizar la clasificación de las coberturas de la tierra a una buena resolución espacial y al poseer el infrarrojo cercano (NIR), esto permitió realizar análisis de la cobertura. Otra ventaja es que poseen un porcentaje de nubes menor del 20%. Las imágenes cuando fueron adquiridas por el IGAC estaban georeferenciadas en el Sistema de Proyección de UTM (Universal Transversal Mercator). Para utilizar las imágenes con la cartografía local se re-proyectaron al sistema local de proyección, que para el caso fue TM (Transversal Mercator); EPSG Coordinate Systems y el Projection: MAGNASIRGAS/Colombia Bogota zone (3116).

Figura 12 Ejemplo de Proyección Magna-Sirgas

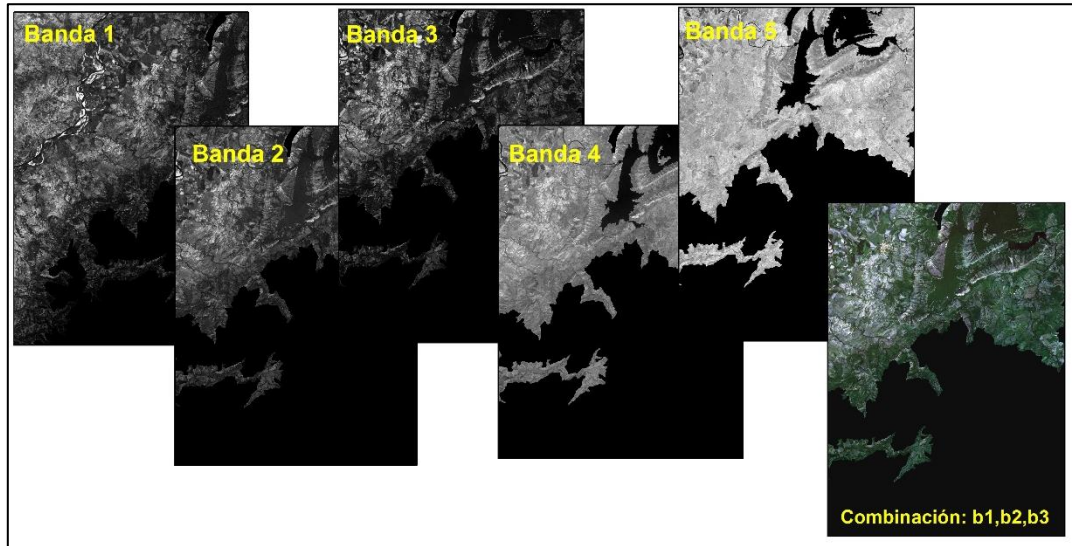
The image shows a software window with a 'General' tab selected. The 'Projection Type' is set to 'Transverse Mercator'. The parameters are as follows:

Parameter	Value
Spheroid Name:	GRS 1980
Spheroid Axis:	6378137.000000, 6356752.314140
Datum Name:	SIRGAS
Datum Parameters:	0.000000, 0.000000, 0.000000, 0.000000, 0.000000, 0.000000, 0.000000
Scale factor at central meridian:	1.000000
Longitude of central meridian:	74:04:39.028500 W
Latitude of origin of projection:	4:35:46.321500 N
False easting:	1000000.000000 meters
False nothing:	1000000.000000 meters

Adicionalmente se combinaron todas las bandas espectrales (5) para cada escena (Ver figura 16), debido a las variaciones cromáticas que el ojo humano puede detectar, por lo que aumenta la información que podemos procesar o

interpretar; fácilmente se comprende que el color resulta un elemento básico en la interpretación visual de imágenes (Chuvieco 2006).

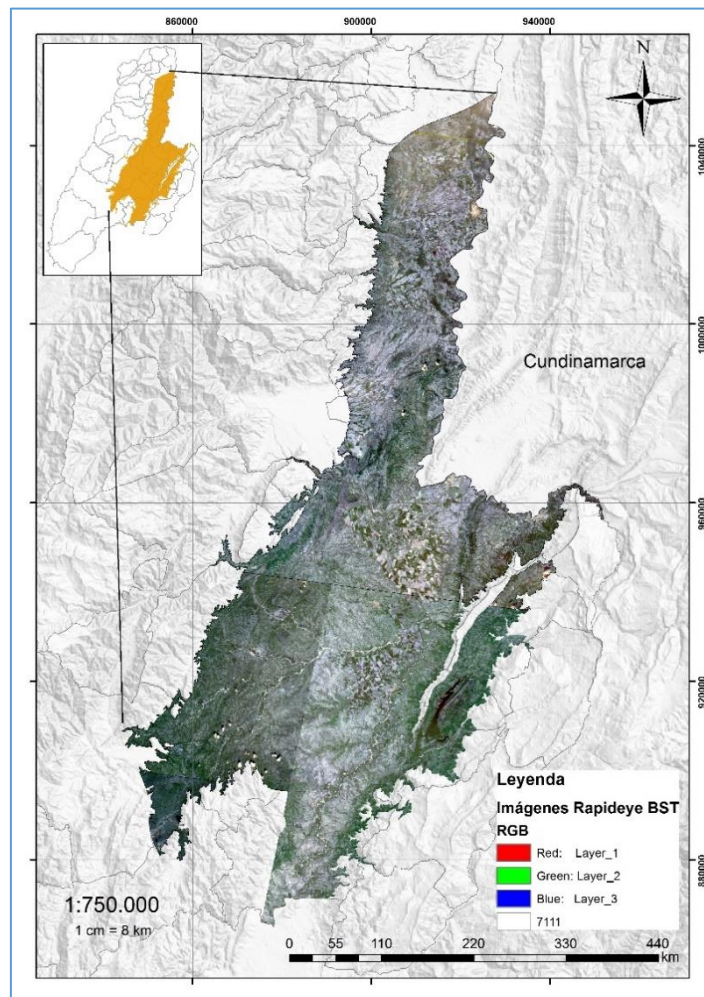
Figura 13 Esquema de bandas espectrales Imagen Rapideye



6.4.2.8 Recorte

Dado que las escenas de las imágenes RapidEye cubren un área de 40.594 km² aproximadamente, lo cual comprende significativamente una extensión mayor al área de estudio (Ver Figura 17) que corresponde a 6650 km² (16.3 % aprox.), y para facilitar el manejo y procesamiento de las imágenes y no perder la visión integral de las coberturas de la tierra presentes, se realizó un recorte de cada una de las escenas teniendo como mascara de recorte la capa del BST del Tolima suministrada por Cortolima. En la siguiente figura se ilustra la relación de las escenas RapidEye respecto al área de estudio (BST) que cubren el departamento del Tolima. Dicho límite resultante se constituye principalmente en el área de utilidad para la clasificación de las coberturas de la tierra, a partir de las imágenes (Ver Figura 17).

Figura 14 Mapa de Recorte de Imágenes Rapideye del Área de Estudio

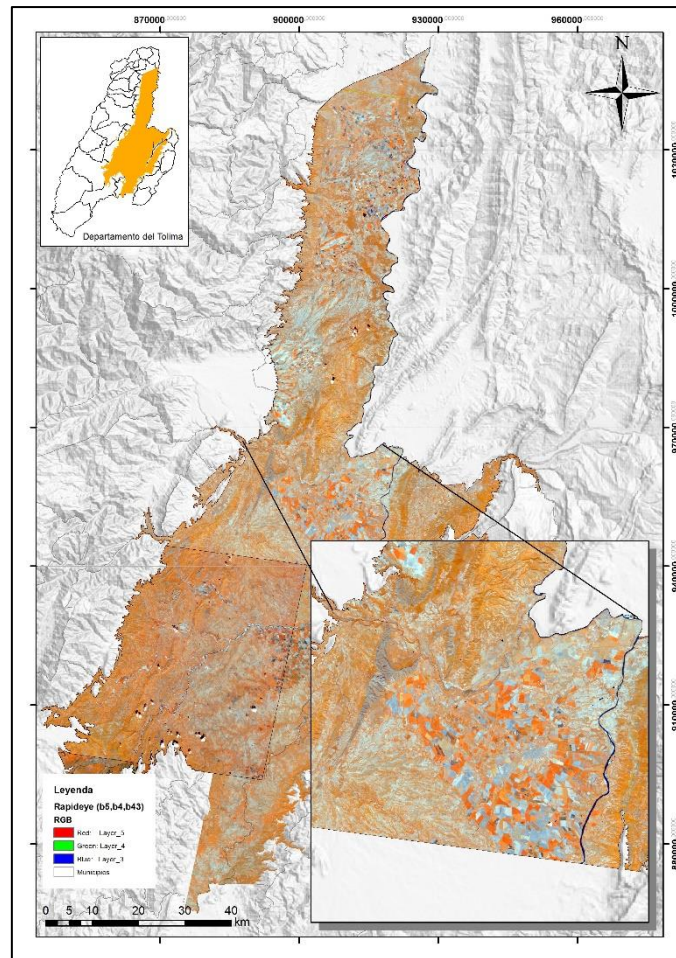


6.4.2.9 Clasificación Automática

Se realizó la aplicación de un método indirecto para la clasificación supervisada (algoritmo: máxima verosimilitud) de las coberturas de la tierra a través de las imágenes. Como se mencionó en la metodología las categorías o clases tenidas en cuenta fueron de acuerdo a la clasificación Corine Land Cover. Utilizando esta técnica de análisis visual se combinaron las bandas 5, 4 y 3 para identificar las áreas con cobertura vegetal en las cuatro escenas. Se observa que al norte y centro del área de estudio se encuentra cubierta por territorios agrícolas dominados por cultivos de arroz que son la actividad

productiva principal de esta región del departamento y que presentan tonos color rojo y formas muy regulares (Ver figura 15).

Figura 15 Mapa con territorios agrícolas del BST



En las zonas más altas de algunos sectores se encuentran las áreas con poca vegetación compuesta por suelos desnudos; así mismo en las partes bajas están las áreas urbanizadas, caminos y áreas de extracción minera que se expresan en colores cian, grises y blancos. También fue posible observar áreas con estos tonos que corresponde a territorios agrícolas que se encuentra en descanso o en proceso de adecuación para cultivar.

Por la textura gruesa y utilizando otras combinaciones de colores (1, 2, 3) fue posible identificar áreas que corresponden a bosques densos o arbustales

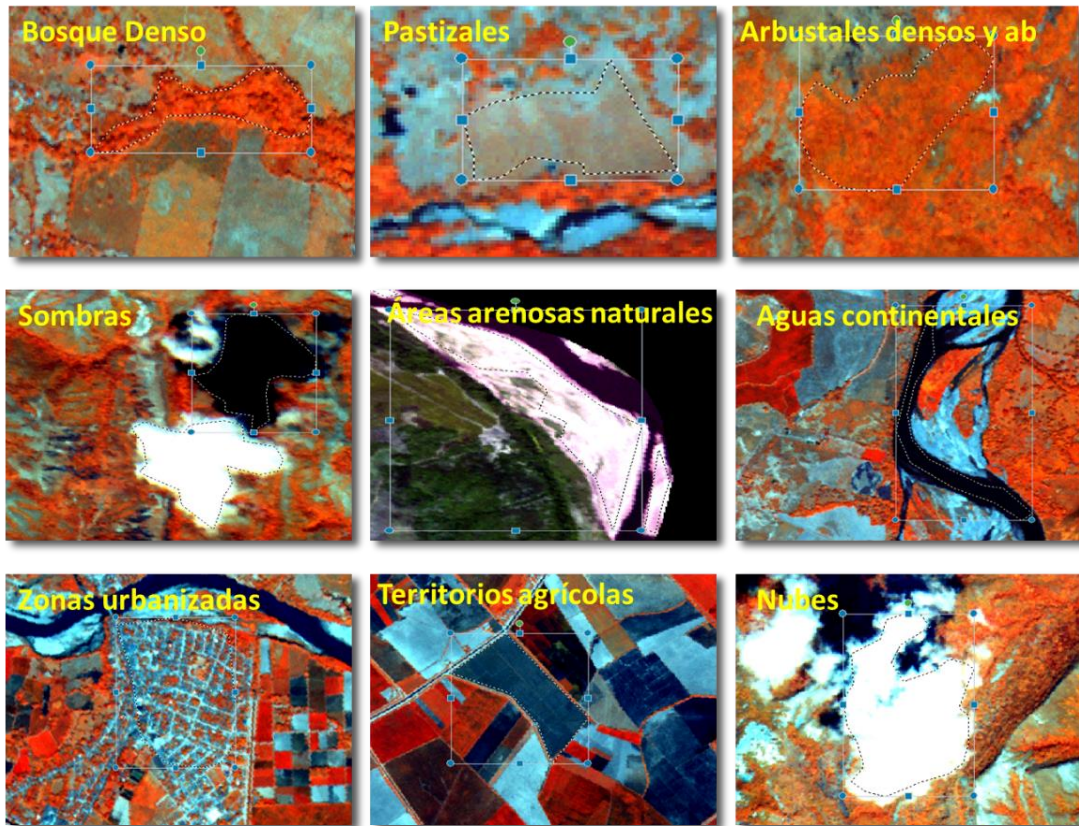
densos o abiertos y vegetación de crecimiento secundario. Esto permitió caracterizar mejor los hábitats de las especies focales.

6.4.2.10 Patronamiento espectral (fase de entrenamiento)

Esta fase tuvo como objetivo identificar las diferentes clases de coberturas de la tierra presentes en el área de estudio a partir de características físicas, de tono, color, textura, tamaño, forma y sitio dentro de las escenas recortadas para BST. Para esto se realizó un análisis del contexto del área de estudio a partir de experiencias locales y profesionales, identificando características del bosque seco tropical y los usos de suelo más comunes para mejor conocimiento del territorio y también para identificar elementos poco conocidos. De esta manera se determinó que las coberturas de la tierra que se tendrían en cuenta para la clasificación de las imágenes serían: aguas continentales, bosques densos, pastizales, zonas arenosas naturales, territorios agrícolas, áreas abiertas sin o con poca vegetación, zonas urbanizadas, arbustales densos o vegetación de crecimiento secundario (IDEAM, IGAC y CORMAGDALENA. 2007), nubes y sombras como elementos inevitables en algunos sectores de las imágenes (Ver figura 19). En esta fase también se utilizaron las imágenes de mayor resolución espacial disponibles como geoservicios para un mejor entrenamiento.

Posteriormente se realizó el delineamiento de las diferentes categorías o elementos tomados como referencia e individualizados para finalmente agruparlos en todas las escenas por estar relacionados a nivel físico o morfológico. Finalmente se realizó la clasificación supervisada asignando un código o nombre de clase a cada polígono (Ver figura 19).

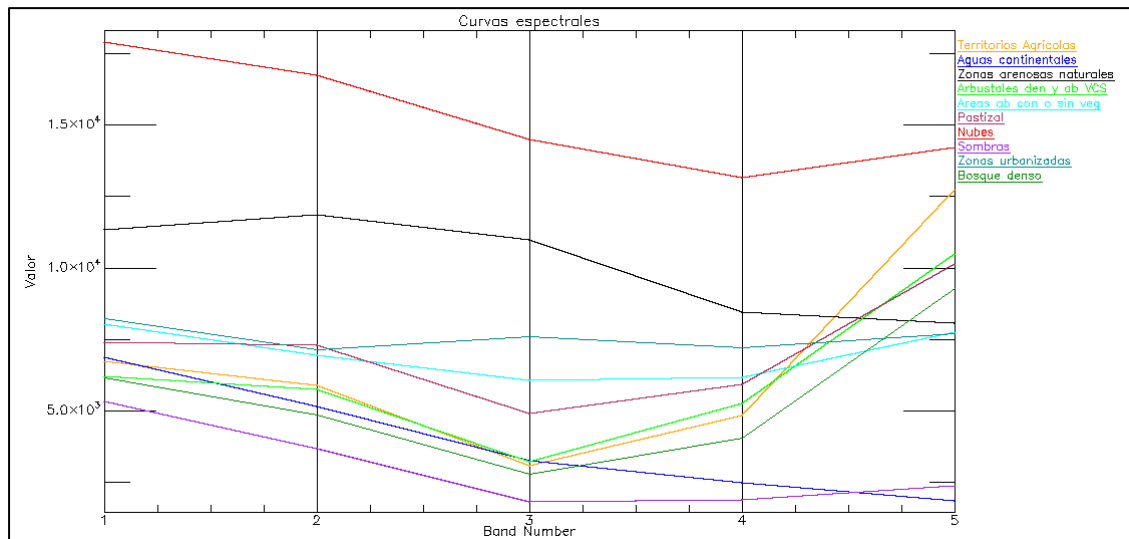
Figura 16 Patronamiento espectral en el Área de estudio (fase de entrenamiento)



6.4.2.11 Curvas espectrales

Se realizaron las curvas espectrales para cada banda y se calculó su valor promedio para construir la gráfica (Ver figura 15) en donde se representa el comportamiento de la reflectividad espectral a través de los niveles digitales. Los ND por banda en este caso están relacionados con la naturaleza de las coberturas de la tierra. Se evidencia diferencias entre cada tipo de cobertura de la tierra, lo que refleja además consistencia en la clasificación supervisada, además una distribución continua de los promedios de acuerdo a los ND en cada banda espectral y en cada tipo de cobertura de la tierra.

Figura 17 Curvas espectrales



Se observa la diferencia entre los objetos clasificados, lo que permite determinar la mejor respuesta para identificar cada clase temática propuesta. Las curvas resultantes para cada clase temática permiten realizar la comparación visual de los ND de sitios diferentes para identificar áreas específicas.

Los valores en los ND para las nubes, las zonas arenosas naturales y las sombras en la imagen fueron los que presentaron un mayor contraste. Esto permite discriminar mejor estas clases de las relacionadas con las coberturas de la tierra reales.

Se observa además que las coberturas: territorios agrícolas, arbustales densos y abiertos o vegetación de crecimiento secundario, bosques densos y pastizales presentan un rango en sus ND cercano en la banda 3. En la banda 5 se observa similitud entre zonas arenosas naturales, zonas urbanizadas y áreas naturales con o sin vegetación; al usar esta banda para diferenciar dichas clases podría generar confusión.

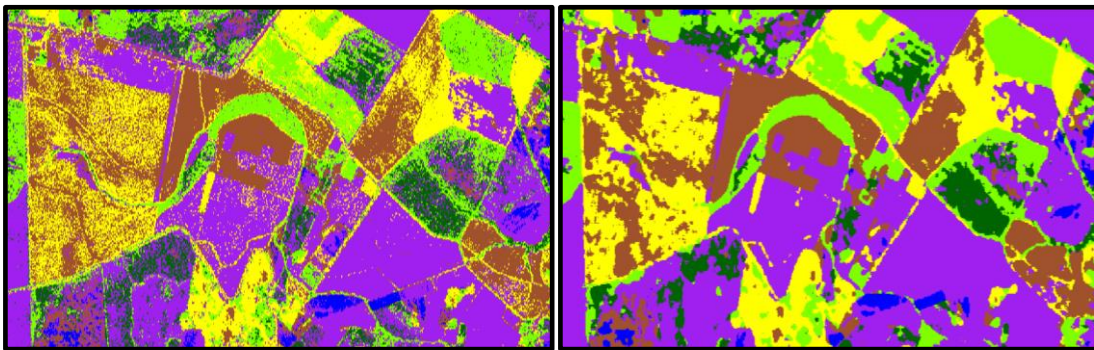
Por lo anterior, se puede afirmar que debido a la variabilidad de los ND en cada clase y con mayor relevancia en la banda 4, la técnica de interpretación pictórico-morfológica de imágenes de sensores remotos y la clasificación supervisada propuesta, así como su efectividad calculada a través de análisis

estadísticos y coeficiente de kappa, es la alternativa para la identificación y cuantificación de las coberturas de la tierra en el BST del Tolima, permitiendo finalmente identificar hábitat espaciales potenciales para especies de aves. Dicho resultado espacial es insumo para realizar mapas de distribución espacial.

6.4.2.12 Corrección del efecto sal y pimienta

Para la corrección del efecto sal y pimienta en las imágenes clasificadas se procedió a generalizar la clasificación a través de la herramienta Neighborhood (3x3). Lo anterior debido a que en la imagen clasificada quedan píxeles aislados dentro de otras categorías y no tienen una extensión significativa dentro de cada polígono, por lo que se aplicó un filtro para que las clases pequeñas absorban a las dominantes (ver figura 21)

Figura 18 Corrección del efecto sal y pimienta



6.4.3 Control de Calidad (Índice de Kappa)

Para realizar el cálculo del índice de kappa, primero se elabora la matriz de Confusión. También llamada matriz de error o de confusión, en donde las columnas corresponden a clase producidas en clasificación, y las filas las clases de referencia. La diagonal de esta matriz expresa el número de píxeles de verificación en donde se produce acuerdo entre las dos fuentes (mapa y realidad), mientras los marginales suponen los errores de asignación. Los residuales en filas indican tipos de coberturas real que no se incluyeron en el

mapa (errores de omisión), mientras residuales en columnas implican cubiertas del mapa que no se ajustan a la realidad (errores de comisión) (Posada, 2008).

El resultado de realizar un análisis Kappa, es otra medida de acuerdo o exactitud temática (Cohen, 1960). Ésta medida también refleja la diferencia entre los datos de clasificación reales en la matriz de confusión (es decir, entre el resultado generado en la clasificación supervisada y los datos de referencia según lo indicado por la diagonal principal) y la coherencia generada en las filas y las columnas Totales (marginales).

El coeficiente de kappa mientras más cercano a 1, posee mayor grado de concordancia entre la clasificación supervisada y la realidad. Así mismo Landis y Koch (1977) sugirieron que un coeficiente de kappa mayor a 0,8 % indica claramente que una clasificación dada es poco probable que haya sido obtenida por el azar. A continuación se especifica la fórmula:

$$\hat{K} = \frac{n \sum_{i=1}^k n_{ii} - \sum_{i=1}^k n_{i+} n_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^k n_{i+} n_{+i}}$$

Donde **n** es el número total de píxeles de referencia generados aleatoriamente, **n_{ii}** es el número de observaciones en la fila **i** y la columna **i**, **n_{i+}** son los totales marginales de la fila **i**, **n_{+i}** son los marginales de la Columna **i** y **k** es el número de filas en la matriz.

6.4.4 Unidad Mínima Cartografiable:

El principio del área mínima cartografiable permite lograr coherencia en la representación espacial y eficiencia en la lectura y utilidad del mapa en formato impreso. Este principio indica que a partir de determinada área espacial, los polígonos y sus correspondientes contenidos deben ser generalizados; de lo

contrario, dificultarían la distinción por parte del usuario cuando se lea en formato analógico (Salitchev 1979).

Se determinó que el tamaño mínimo del área de interpretación para cada clase temática fuera polígonos de 4mm x 4mm (0.16 ha) a la escala de trabajo 1:10,000, lo que equivale a 256 píxeles en la imagen. Se considera que esta es un área mínima que garantiza operatividad cartográfica y una lectura adecuada del mapa a la escala definida.

6.5. Temperatura y Precipitación:

El funcionamiento de los ecosistemas y la distribución de los organismos son algunos de los muchos aspectos que se sabe están afectados por el clima en la tierra. Estas variables también condicionan la presencia de especies de aves y las relaciones de la temperatura y precipitación, pueden dar lugar a mapas de predicción de ocurrencia de las especies.

Por lo tanto resulta de gran interés el uso de variables climáticas en lugares del área de estudio donde no existen estaciones meteorológicas que registren dichas variables. Explorando las estaciones disponibles se evidencio que no existen estaciones suficientes para cubrir el BST del Tolima de manera regular; inevitablemente existe un límite de estaciones meteorológicas en el BST y su funcionamiento es poco constante, por lo que se generan muchos vacíos de información y diferencia temporal entre ellas.

Las variables meteorológicas resultan importantes y es por eso que se incluirán en el modelamiento del AMC. Se estimó adecuado tomar los datos del WorldClim el cual poseen una resolución espacial de un kilómetro cuadrado. Se pueden utilizar para la cartografía y modelado espacial en un SIG como lo muestra su página principal (<http://www.worldclim.org>). WorldClim fue desarrollado por Robert J. Hijmans, Susan Cameron, y Juan Parra, en el Museo de Zoología de Vertebrados, Universidad de California, Berkeley, en colaboración con Peter Jones y Andrew Jarvis (CIAT), y con Karen Richardson (Rainforest CRC).

6.6 Modelo de elevación digital del Terreno (Dem 30m)

Analizar la topografía del terreno a través de modelos de elevación del terreno (DEM) permite crear otra variable espacial para observar la posible dificultad que puede generar altas pendientes o la facilidad del movimiento de las pendientes con bajo porcentaje o grado. Aunque de acuerdo a Seoane y colaboradores (2003) existe una mayor influencia de las coberturas vegetales en el movimiento de los organismos, mientras que la topografía y el clima lo hacen de manera indirecta.

Por lo tanto, los predictores potenciales, como los datos topográficos y climáticos, por un lado, y los mapas digitales de vegetación o de uso de la tierra / cubierta terrestre, por otro, son elementos e información espacial potencial para realizar modelos de movimientos de organismos (Goodchild et al., 1996).

El DEM es una capa tipo raster y representa puntos sobre la superficie del terreno cuya ubicación geográfica se encuentra definida por coordenadas X y Y a las que se les agrega un valor de Z el cual corresponde a la elevación (INEGI, 2006). Para esta investigación fue considerado extraer el segmento del área de estudio para utilizarlo como una variable auxiliar o secundaria en la generación de superficies, así como para generar la pendiente del terreno.

De tal manera, mientras que la topografía y el clima afecta de forma indirecta, mediante la modificación de las relaciones de especies de aves con vegetación (Seoane et al, 2003) (por ejemplo, pueden seleccionarse diferentes hábitats bajo diferentes condiciones climáticas, Tellería et al., 2001a, b) o simplemente modificando la vegetación misma.

Por lo tanto, se espera que la vegetación más importante para los organismos sea generalmente un mejor predictor en el AMC que la topografía y el clima. Así mismo se cree que la vegetación tiene un efecto proximal sobre los patrones de aparición de aves a la escala de este estudio.

La combinación de topografía y clima puede reflejar cambios de cobertura vegetal con una resolución espacial más fina, que el reflejado en mapas de coberturas de la tierra. Esto se debe a que la topografía y el clima pueden

proporcionar información sobre condiciones microclimáticas, por lo tanto se decidió tener en cuenta estos dos tipos de variables (Seoane et al, 2003).

Numerosos estudios han apoyado la hipótesis de que el clima y la topografía regulan o determinan la riqueza de especies en grandes escalas biogeográficas (Storch et al., 2006). Un estudio sobre las relaciones entre el número de especies y los factores ambientales como por ejemplo, la estructura del hábitat, el clima y topografía, son fundamentales para el manejo de la conservación (ej, Donald, Pisano, Rayment, y Dolors 2002).

Finalmente al modelo de elevación digital del terreno recortado con la máscara de BST, se le realizaron correcciones de valores nulos en áreas en donde los datos aparecieron con errores extremados de carácter aleatorio fácilmente detectables y que fueron remplazados con algoritmos de relleno los valores igual a 0 a través de interpolaciones de valores promedios de pixeles cercanos, ya que el área de estudio no presenta valores altitudinales menores a 167 msnm. En dichos procedimientos se utilizaron sentencias lógicas y condicionales como: *FocalStatistic* ("DEM, NbrCircle(10, "CELL"), "MEAN") Y *CON* ("DEM"==0,"Interpolado") (Ver figura 23).

6.6.1 Pendiente del terreno

Finalmente con el DEM corregido se calculó la pendiente del terreno a través de la herramienta de análisis espacial de la superficie **Slope** en el Sistema de Información Geográfica ArcGIS 10.3, siendo este resultado otra variable espacial para el análisis multicriterio. La pendiente es un producto derivado valioso de cualquier DEM y forma parte de muchos modelos de procesos superficiales terrestres, tales como el modelaje de deslizamientos de tierra. Varios estudios han dejado constancia de que la pendiente se subestima en áreas de topografía pronunciada y se sobreestimada en áreas de poco relieve (Guth, 2006; Jarvis, 2004; Farr, 2007). Tanto la subestimación de pendiente en áreas escarpadas como su sobreestimación en áreas más planas es una influencia combinada del algoritmo de error y del error de ruido de fase.

6.7 Fragmentación (Análisis espacial)

Para comprender el movimiento de los organismos en un territorio o matriz, es importante conocer algunos aspectos fundamentales en el análisis de especies y su ecología, las comunidades, poblaciones y metapoblaciones a través del conocimiento del paisaje y la región en la que pueden mover o adquirir sus recursos, así como entender la composición y estructura del paisaje (Noss,1990; Turner, 1990; Forman, 1995, Armenteras, 2005). Numerosos procesos ecológicos están relacionados con la conectividad del paisaje y la fragmentación y se evalúan a través de métodos cuantitativos conocidos como métricas del paisaje.

Según Atte y Marko (2002), la conectividad se ha reconocido durante mucho tiempo como un factor fundamental que determina las distribuciones de especies (por ejemplo, MacArthur y Wilson, 1967, Levin 1974, Doak et al., 1992, Taylor y otros 1993, Lindenmayer y Possingham 1996, Schumaker 1996, Con et al., 1997, Hanski 1998a, Tischendorf y Fahrig 2000a). En consecuencia, las medidas de conectividad (métricas) se utilizan ampliamente en la ecología espacial, aunque diferentes disciplinas ecológicas pueden utilizar estas medidas en contextos ligeramente diferentes (Moilanen y Hanski 2001).

De igual manera, Reddy y colaboradores (2013) mencionan que la fragmentación ha sido reconocida como una cuestión global clave para la conservación de los bosques. La fragmentación es uno de los factores más importantes que conducen a la pérdida de biodiversidad en los paisajes forestales (Fahrig, 2003).

Se ha predicho que muchas especies son altamente vulnerables debido a la fragmentación del hábitat (Bustamante et al., 2003). El proceso de fragmentación del hábitat da lugar a un aumento del número de parches en la matriz y la disminución de su tamaño y el mayor aislamiento de éstos es a lo que se refieren las medidas cuantitativas (métricas) de la fragmentación. El aumento de la fragmentación conduce a cambios microclimáticos en el borde de los parches, menor área núcleo y facilita el establecimiento de especies

exóticas invasoras hacia el interior de los fragmentos del bosque (Bustamante *et al.*, 2003).

6.4.5.1 Métricas de Conectividad

Las métricas de conectividad permiten analizar a nivel estructural el paisaje y es considerada como un atributo que puede ser usado para describir patrones de cobertura vegetal en un paisaje determinado (O'Neill *et al.*, 1988; Fortín *et al.*, 2002; Lindenmayer y Fischer, 2006). Estas medidas de conectividad del paisaje se cuantifican con un Sistema de Información Geográfica (SIG) (Taylor *et al.*, 2006). Según Botequilha *et al.* (2006) la estructura del paisaje puede ser analizada en 4 niveles (píxel, parche, clase, paisaje) dependiendo del énfasis y la escala de trabajo; en este caso la conectividad será estudiada en el nivel de parche y clase o tipo de cobertura, así: Nivel de Clase: Una clase es un grupo de parches de un mismo tipo (Ej: Tipo de Cobertura Bosque, Matorral, etc.). Las métricas a nivel de clase cuantifican las características de un tipo de cobertura como área; el cual se relaciona con el tamaño de los parches, la densidad al número y distribución de estos en el paisaje y el borde a la cantidad de perímetro generado por los parches. Forma: muestran el grado de complejidad de los parches y está basado en la relación área-perímetro; y Área: esta medida corresponde a la extensión de cada parche.

6.4.5.2 Métricas de paisaje

La fragmentación del hábitat, es el proceso de subdividir un hábitat continuo en fragmentos más pequeños, que se produce en sistemas naturales o coberturas de la tierra, especialmente en los bosques densos, secundarios, etc. Por ejemplo a través de incendios forestales (Wright 1974, Pickett y Thompson 1978). Sin embargo, la causa más importante a gran escala de la fragmentación del hábitat es la expansión e intensificación del uso del suelo por parte de los humanos (Burgess y Sharpe, 1981) especialmente para la producción agrícola. La fragmentación del hábitat tiene tres componentes principales, a saber, *la pérdida del hábitat original, la reducción del tamaño de los parches del hábitat y la creciente separación de los parches de hábitat*, lo

que genera inevitablemente una disminución de la diversidad biológica dentro del hábitat original (Wilcox 1980, Wilcox y Murphy 1985).

Para determinar las características de los fragmentos utilizados por los organismos se realizó la extracción de los bosques densos o secundarios de la capa resultado de la clasificación supervisada. A partir de las localizaciones tomadas en campo se ubicaron de acuerdo a su localización, generando una nueva capa; el resultado fue convertido a una capa tipo raster (*.img). En esta etapa se utilizó FRAGSTATS v3.3 (McGarigal et al., 2002) para calcular las siguientes métricas de fragmentación en toda el área de estudio:

Área (AREA)

$$AREA = a_{ij} \left(\frac{1}{10,000} \right)$$

AREA equivale al área (m²) del parche, dividida por 10.000 (para convertir a hectáreas).

Unidades: Hectáreas

Rango: AREA > 0, sin límite.

Descripción: El rango en AREA está limitado por el grano y la extensión de la imagen; en una aplicación particular AREA también puede estar limitado por la especificación de un tamaño mínimo de parche que sea más grande que el grano.

El área de cada parche es tal vez la información única más importante y útil contenida en el paisaje. Esta información no solo es la base para muchas de las métricas a nivel de parche, clase y paisaje, sino que el área del parche también tiene una utilidad ecológica en sí mismo.

PERÍMETRO

$$PERIM = p_{ij}$$

p_{ij} = perímetro (m) del parche ij.

Unidades: metros

PERIM equivale al perímetro (m) del parche, incluyendo cualquier hendidura interna en el parche, sin tener en cuenta si el perímetro representa borde "real" o no.

Rango: PERIM > 0, sin límite

Descripción: Específicamente, el perímetro de un parche se trata como borde, y la intensidad y distribución de los bordes se constituyen como un aspecto principal del patrón del paisaje. Además, la relación entre el perímetro y el área del parche es la base para muchos índices de forma.

SHAPE

$$\text{SHAPE} = \frac{.25 P_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$$

p_{ij} = perímetro del parche ij en términos de cantidad de superficies de celdas.
 $\min p_{ij}$ = perímetro mínimo del parche ij en términos de superficies de celdas
 (ver abajo)

Unidades: Ninguna

Rango: SHAPE ≥ 1 , sin límite

Descripción: SHAPE = 1 cuando el parche está compactado al máximo (es decir, cuadrado o casi cuadrado), y aumenta sin límite en la medida en la que el parche se hace más irregular.

SHAPE equivale al perímetro del parche (dado en cantidad de superficies de celdas) dividido por el perímetro mínimo (dado en cantidad de superficies de celdas) posible para un parche (en formato raster), compacto al extremo, de área correspondiente. Si a_{ij} es el área del parche ij (en términos de número de celdas) y n es el lado del cuadrado integro, tan pequeño como para que a_{ij} , y $m = a_{ij} - n^2$, entonces el perímetro mínimo del parche ij , $\min-p_{ij}$, tomará una de estas tres formas (Milne 1991, Bogaert et al. 2000):

PERIMETER-AREA RATIO

$$PARA = \frac{P_{ij}}{a_{ij}}$$

p_{ij} = perímetro (m) del parche ij. a_{ij} = área (m²) del parche ij.

Unidades: Ninguna

Rango: > 0, sin límite

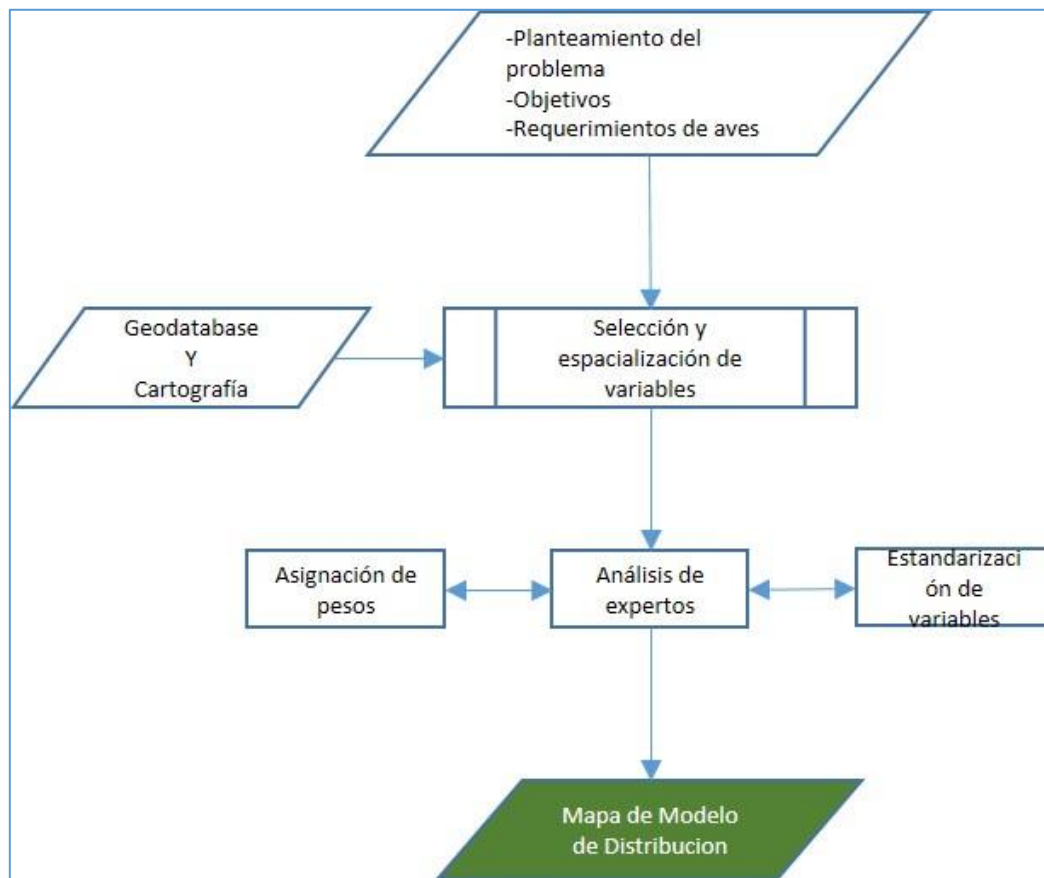
Descripción: igual al radio del perímetro del parche (m) dividido por el área (m²).

La relación perímetro-área es una medida simple de la complejidad de la forma, pero sin estandarización a una forma euclidiana simple (por ejemplo, cuadrado). Un problema con esta métrica como índice de forma es que varía con el tamaño del parche. Por ejemplo, al mantener la forma constante, un aumento en el tamaño del parche causará una disminución en la proporción del área del perímetro.

6.8 Encuesta a grupo de expertos

Al incorporar diferentes criterios o variables en la aplicación a decisiones de tipo AMC, y que contribuyan a planes de conservación se ha incrementado con nuevas herramientas y técnicas disponibles (Poiani et ál. 2000). Como lo menciona Margules y Pressey (2000), en las herramientas como AMC, que parte de la combinación de evaluaciones de expertos con análisis de datos espaciales explícitos consistentes tiene múltiples ventajas, una de ellas es que los expertos en un determinado grupo están inevitablemente sesgados geográfica y taxonómicamente, debido a esto la combinación de sus apreciaciones da una valoración más precisa (Margules y Pressey 2000).

Figura 179 Esquema metodológico



Similar a Pacheco & Contreras (2008) se consulta a un grupo de expertos en ornitología para definir la ponderación y porcentaje de influencia de cada una de las diferentes variables ambientales y espaciales relacionadas con los requerimientos ecológicos de las aves en estudio. De ésta manera se llegó a determinar la ponderación o peso a un conjunto de variables relevantes para la AEMC, entre ellas la cobertura de la tierra CLC, temperatura, precipitación, altitud topografía y fragmentación.

6.9 Análisis Espacial Multicriterio

Para desarrollar el análisis espacial Multicriterio, se integraron las diferentes variables seleccionadas siguiendo una estructura jerárquica, a través de varios métodos de análisis de cada una de ellas. Al finalizar se obtuvo un modelo de distribución para tres especies de aves en el Bosque Seco Tropical para el

departamento del Tolima, sus preferencias de hábitat y mejores sitios para realizar desplazamientos dentro de la matriz.

Los modelos fueron evaluados por el método de jerarquías analíticas - MJA (*Analytical Hierarchy Process, AHP*) y método directo, de acuerdo con las ponderaciones dadas por el grupo de profesionales expertos en avifauna y ecología del paisaje. El método AHP ha sido utilizado para realizar análisis espaciales a través de Sistemas de Información Geográfica (Borouhaki y Malczewski, 2008). En primer lugar, puede ser empleado para proveer los pesos de importancia asociados con un criterio. Posteriormente los pesos pueden ser agregados a las variables espaciales y a los mapas temáticos, utilizando además métodos de combinación ponderados. Se utilizaron las herramientas de ponderación de ArcGIS para realizar el análisis Multicriterio, teniendo en cuenta además los criterios profesionales de expertos, lo que permite tener diferentes conceptos para realizar los modelos.

Su importancia finalmente radica en la particular forma de solucionar problemas con un número grande de variables y alternativas que de otra forma serían muy difícil de completar por combinación de parejas.

6.9.1 Método de Posición

Con este método los elementos de decisión son valores asignados entre 0-100%. La sumatoria debe dar 100%. Dicho de otra manera los pesos de cada covariable serán ponderados en una escala porcentual (0% a 100%) teniendo en cuenta su grado de importancia para las especies (idoneidad) de algunas variables relacionadas con requerimientos de hábitat. Es decir, a la(s) variable(s), cada experto puede considerar más importante(s) le asignara un mayor porcentaje. La suma de los pesos deberá sumar 100%. Dos o más variables pueden tener el mismo peso.

6.9.2 Comparaciones de Pairwise (Pares de Saaty)

El proceso se realiza a través del análisis jerárquico, desarrollado por Thomas L. Saaty (The Analytic Hierarchy Process, 1980) y está diseñado para resolver problemas complejos de criterios múltiples. Las comparaciones pareadas son la base fundamental del AHP, el cual utiliza una escala subyacente con valores de 1 a 9 (ver tabla 2) para calificar las preferencias relativas de las variables utilizadas.

$$\text{AHP} = \text{Tabla } z \begin{pmatrix} 1 & a_{12} & \dots & a_{1n} \\ a_{21} & 1 & \dots & a_{2n} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ a_{n1} & a_{n2} & \dots & 1 \end{pmatrix}$$

a_{ij} vale	Cuando el criterio i , al compararlo con el j , es:
1	Igualmente importante
3	Ligeramente más importante
5	Notablemente más importante
7	Demostablemente más importante
9	Absolutamente más importante

Fuente: Barba-Romero y Pomerol (1997). Nota: pueden utilizarse las cifras intermedias 2, 4, 6 y 8 para valores correspondientes.

El proceso requiere que quien toma las decisiones proporcione evaluaciones subjetivas respecto a la importancia relativa de cada uno de los criterios y que, después especifique su preferencia con respecto a cada una de las alternativas de decisión y para cada criterio. El resultado del AHP es una jerarquización con prioridades que muestran la preferencia global para cada una de las alternativas de decisión.

6.9.3 Análisis de Consistencia

Para determinar la calidad de decisión de los expertos se calcula la consistencia de los juicios en las comparaciones pareadas. Aunque la consistencia perfecta es difícil de lograr, también es posible encontrar cierta

inconsistencia en casi cualquier comparación pareada, ya que al ser realizada por seres humanos su resultado puede variar.

Si el grado de consistencia es aceptable, se puede continuar con el proceso de decisión. Si el grado de consistencia es inaceptable (inconsistente), quien toma la decisión debe considerar y modificar los juicios (a_{ij}) sobre las comparaciones pareadas antes de continuar con el análisis.

Primero se realiza la normalización de la matriz resultante del AHP. El valor normalizado para cada celda se calcula a partir del cociente entre cada valor a_{ij} y el valor de la sumatoria de cada columna. Posteriormente los valores normalizados se suman por filas obteniendo así el vector principal, el cual se normaliza dividiendo cada uno de los valores de dicho vector entre el número de factores, obteniendo de esta manera el vector propio principal normalizado que representa los pesos w_j de cada factor.

Tabla 3 Calculo de Promedio principal

CRITERIO	A B C	Matriz Normalizada	%
A	A_{11} B_{12} C_{13}	$A_{11}/\sum A_c$	\sum/n
B	A_{21} B_{22} C_{23} $B_{11}/\sum B_c$	\sum/n
C	A_{31} B_{32} C_{33}	$C_{11}/\sum C_c$	\sum/n
	$\sum A_c$ $\sum B_c$ $\sum C_c$		

Fuente: Tomado de Franco, 2011

Seguidamente se evalúa si entre las columnas de la matriz normalizada sus valores son iguales o consistentes. Si son consistentes se continúa con el AMC. Si no son consistentes se multiplica la matriz AHP por el promedio resultante de la matriz normalizada:

$$N_{max} = \begin{array}{|c|} \hline A \quad B \quad C \\ \hline A_{11} \quad B_{12} \quad C_{13} \\ \hline A_{21} \quad B_{22} \quad C_{23} \\ \hline A_{31} \quad B_{32} \quad C_{33} \\ \hline \sum A_c \quad \sum B_c \quad \sum C_c \\ \hline \end{array} \times \begin{array}{l} \sum/n \\ \sum/n \\ \sum/n \end{array}$$

El resultado de la matriz (ej: 6x1) se suma para calcular el Índice de Consistencia descrito a continuación. La razón de consistencia **RC** es el cociente entre el índice de consistencia **A** y el índice de consistencia aleatorio **IA** ($RC=IC/IA$)

Donde: $IC=N_{max}-n/n-1$

$$IA= 1,98(n-2)/n$$

$RC \leq 0,10$: Consistencia Razonable

$RC > 0,10$: Inconsistencia

Así mismo una regla de aceptación de los pesos del modelo AHP es que el índice de aceptación no sea mayor del 10%. Valores mayores requerirían una revisión del valor proporcionado por los expertos (Franco, 2011).

6.10 Diseño metodológico del AMC

Se utilizó la combinación de variables espaciales y ambientales relacionadas con los requerimientos ecológicos de las aves objeto de estudio y que permite a partir de la distribución potencial y espacial la planeación y diseño de áreas importantes para la conectividad del bosque seco. El análisis espacial multicriterio es una metodología interdisciplinaria donde se unen Sistemas de Información Geográfica y conocimientos de expertos en el área de ornitología que darán peso a la importancia de las diferentes variables utilizadas para finalmente realizar los modelos de dispersión de las aves (Bertalanffy, 1979).

6.11 Diseño de enlaces prioritarios para la conectividad estructural

Para el diseño de los enlaces prioritarios se utilizó la herramienta Conefor (Saura y Torné, 2009). Se calcularon las distancias euclídeas (en línea recta)

entre los parches de hábitat (bosques densos y arbustales densos y abiertos) con áreas promedio a 20 hectáreas (resultado de análisis con Fragstats). Estas distancias han sido ampliamente utilizadas por su simplicidad y fácil interpretación en la conectividad del paisaje. En este caso se calculó borde a borde, asumiendo que la dispersión de las especies dentro de los parches son totalmente factibles y asumiendo en esta primera etapa una influencia nula de la matriz circundante. Sin embargo se consideraron como de mayor importancia (max. dispersión de *Thamnophilus atrinucha*) las distancias menores o iguales a 240 metros (unidades iguales a la distancia euclidiana) entre parches debido a la baja capacidad de dispersión de las especies y su alta restricción a dichas coberturas. Además, al desconocerse la máxima capacidad de dispersión de las especies de aves de este estudio, se tomó como referencia la especie *T. atrinucha*; este es un organismo similar a *T. doliatus* en cuanto a preferencia de hábitat y caracteres morfológicos, pero su rango altitudinal difiere un poco. La distancia máxima de dispersión de *T. atrinucha* corresponde a 240m (Moore *et al.*, 2008); el objetivo en esta etapa es además evaluar y mapear directamente los escenarios de conectividad estructural del paisaje como referente para analizar la movilidad de las aves del Bosque denso y arbustales densos y abiertos.

6.12 Análisis de datos

Para caracterizar la información recolectada de valores promedios en Niveles Digitales, así como de altitud de las localizaciones de las especies, los rangos de valores de las variables climáticas y topográficas, se utilizó estadística descriptiva para ilustrar la información a partir de gráficas y medidas resumen; a través del software Infostat (Di Rienzo *et al* 2017).

También para describir los patrones de agrupación o distribución de los datos de localización de las especies, se utilizó el promedio del vecino más cercano (Average Nearest Neighbor) disponible en ArcGIS 10.3. Los datos para el análisis fueron: Coordenadas en formato shape de las localizaciones y los

valores de abundancia para cada especie. Se calculó la autocorrelación espacial y el nivel de agrupamiento.

Otro análisis que se ejecuto fue el análisis multivariado para determinar si existen diferencias entre los valores promedios de los niveles digitales de todas las coordenadas generadas aleatoriamente (1240). Para los análisis de los datos, se utilizó el software IBM SPSS para Windows, v. 23.0 (IBM, 2017).

Posteriormente, se calcularon las métricas estructurales del paisaje con el programa Fragstats v4.2.1 (Mcgarigal *et al.*, 2002), las cuales arrojan estadísticos de forma, borde, tamaño y área a nivel de parches y de clases o coberturas de la tierra como un indicador para el análisis de conectividad estructural. Al resultado de las métricas para todo el paisaje y para los sitios donde se encontraron las especies, se realizó comparación de medias con una prueba t, así como medidas resumen (media, desviación estándar, coeficiente de variación, valores mínimos, valores máximos, rango), kurtosis y kolmogorov-smirnov para poder determinar diferencias entre los parches.

7. Resultados

7.1 Localización de hormigueros

Los muestreos se realizaron entre el 12 de marzo del 2015 y el 11 de enero del 2016; se obtuvieron 62 localizaciones en las que el número de especies e individuos registrados fue variable en cada coordenada. Los transectos se realizaron a pie entre las 6:00-11:00 horas (sin replica) buscando la mayor actividad para las aves estudiadas o máxima detectabilidad, sumando por lo tanto una longitud de 33 km recorridos a una velocidad relativamente constante de 1 a 2 km/h, cubriendo además 22 cuadrantes del área de estudio. Se registraron un total de 140 individuos; para *T. doliatus* 63 ind lo que corresponde a la especie más abundante, seguido de *M. longipes* con 55 ind, y *F. grisea* con 22 ind. (Ver figura 11; Anexo 1).

La abundancia más alta (8 ind) se observó en la posición X: 908877,2; Y: 995261,7 sobre arbustales densos y abiertos (municipio de Piedras) distribuidos en: *T. doliatus* 3 ind, *M. longipes* 3 ind y *F. grisea* 2 ind, lo que indica además que comparten dicho territorio en este lugar. También en la posición X: 905420,9; Y: 996444,2 sobre arbustales densos y abiertos (municipio de Alvarado) se evidenció una alta abundancia (6 ind) con respecto a las demás localizaciones pero solo para las especies *T. doliatus* (4 ind.) y *M. longipes* (2 ind). En las demás coordenadas se registró al menos un individuo, lo que significa que el valor de abundancia más frecuente correspondió a uno. Dicho de otra manera en el 67% de las coordenadas (42) solo se registró una especie de las tres posibles, en el 29% (18) dos especies y finalmente 3,2% (2) restante se registraron las tres especies de aves. El esfuerzo de muestreo total fue de 110 h ($\pm 1,3$ ind/h/transecto) (Ver anexo 1).

7.1.1 Análisis del patrón (Average Nearest Neighbor)

El resultado arrojó un promedio de 801 metros, con valor z-score de -12.3 indicando que hay menos del 1% de probabilidad que esta agrupación o patrón

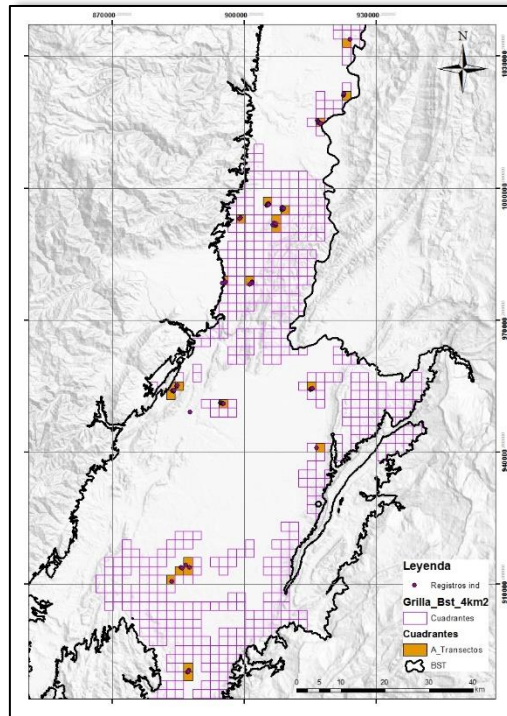
de distribución de los datos correspondan al azar, entendiéndose que dicho comportamiento se relaciona con la metodología de transectos utilizada. Al realizar el cálculo estadístico de los valores de abundancia a través de correlaciones espaciales para cada especie, los registros permiten determinar que existe independencia en los datos para *T. doliatus* y *M. longipes* con valores positivos y el tipo de agrupación es aleatoria. Para *F. grisea* la correlación fue negativa y el patrón igualmente aleatorio. Además de acuerdo a la tabla 4 se evidenciaron valores altos de z-score y bajos en p-Value (probabilidad) lo que refleja además que existe baja aleatoriedad de los datos para las tres especies.

Tabla 4 Análisis de Patrones

	Spatial Autocorrelation				High-Low Clustering			
	Moran's I	Z-score	p-Value	Patrón	OGG	Z-score	p-Value	Patrón
T. doliatus	0,07	0,89	0,36	Aleatorio	0,00	-0,18	0,85	Aleatorio
M. longipes	0,05	0,69	0,48	Aleatorio	0,00	2,8	0,03	Concentración de valores altos
F. grisea	-0,02	0,92	0,92	Aleatorio	0,00	-0,05	0,95	Aleatorio

El análisis High-Low Clustering para *T. doliatus* y *F. grisea* presenta también distribución aleatoria con valores bajos, lo cual es poco común en el área de estudio. La concentración de valores altos en algunas localizaciones y valores bajos con distribución aleatoria para dos de las especies, podría reflejar la dominancia en el territorio (ver tabla 2). Posteriormente la concentración de valores altos solamente se evidenció para *M. longipes* en la abundancia aunque p-Value no es estadísticamente significativo por lo que es posible deducir que los valores de abundancia puede ser producto de procesos espaciales aleatorios en el BST (Ver figura 20).

Figura 20 Mapa de localizaciones registradas en el BST

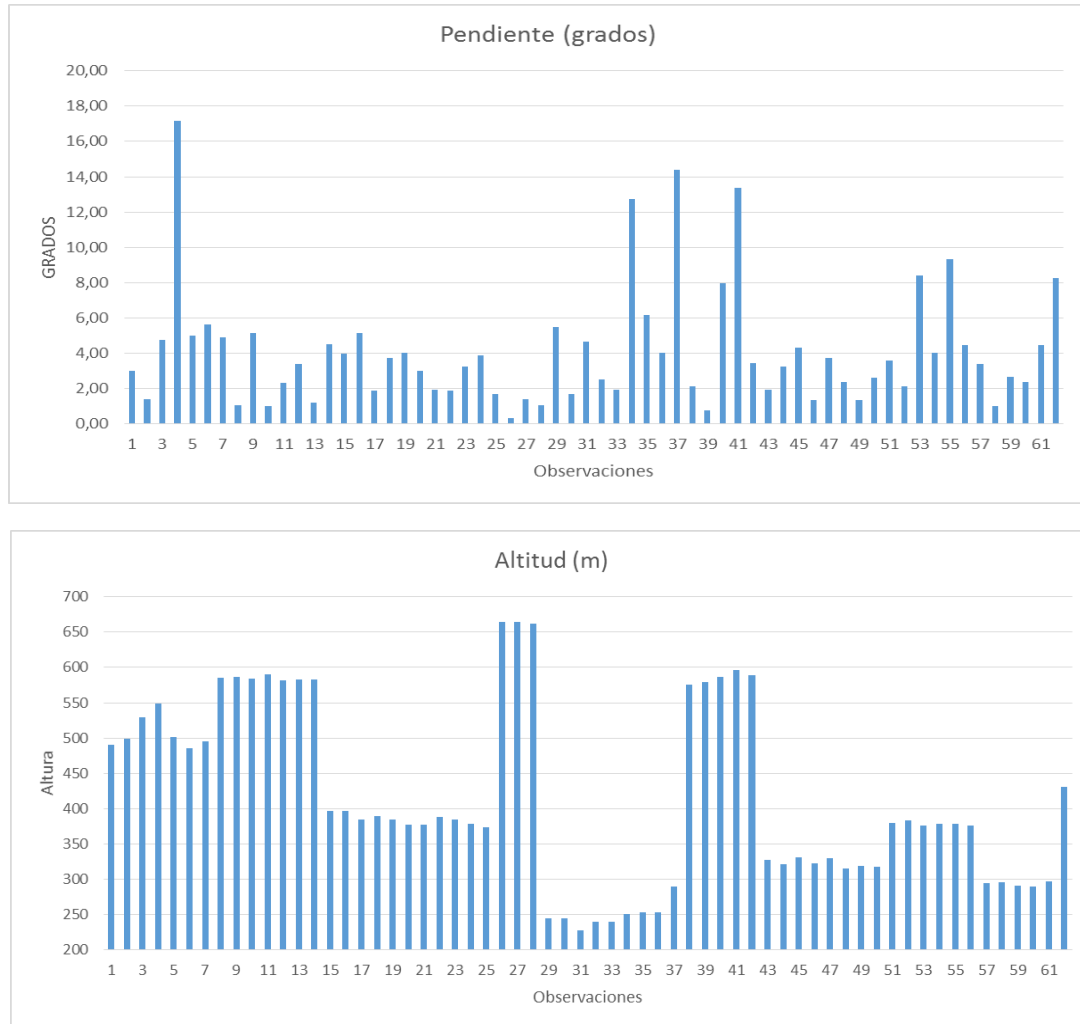


Con relación a la altura en el terreno o altitud, las observaciones se encontraron entre 227 y 665 msnm con una media de 415 msnm (Ver Figura 12).

En cuanto a la pendiente, las observaciones estuvieron en un rango entre 0.33 y 17.1 grados de inclinación, con una media de 4.0 grados lo que demuestra que la mayoría de las observaciones se encuentran en zonas planas o con pendientes bajas (Ver figura 12).

Con respecto a la precipitación promedio anual el rango calculado para todas las observaciones estuvo entre 133 y 178 mm y para la variable temperatura promedio anual se determinó un rango entre 27,7 y 1811 grados centígrados.

Figura 21 Pendiente y altitud en cada observación.



7.1.2 Análisis de Niveles Digitales (datos de presencia)

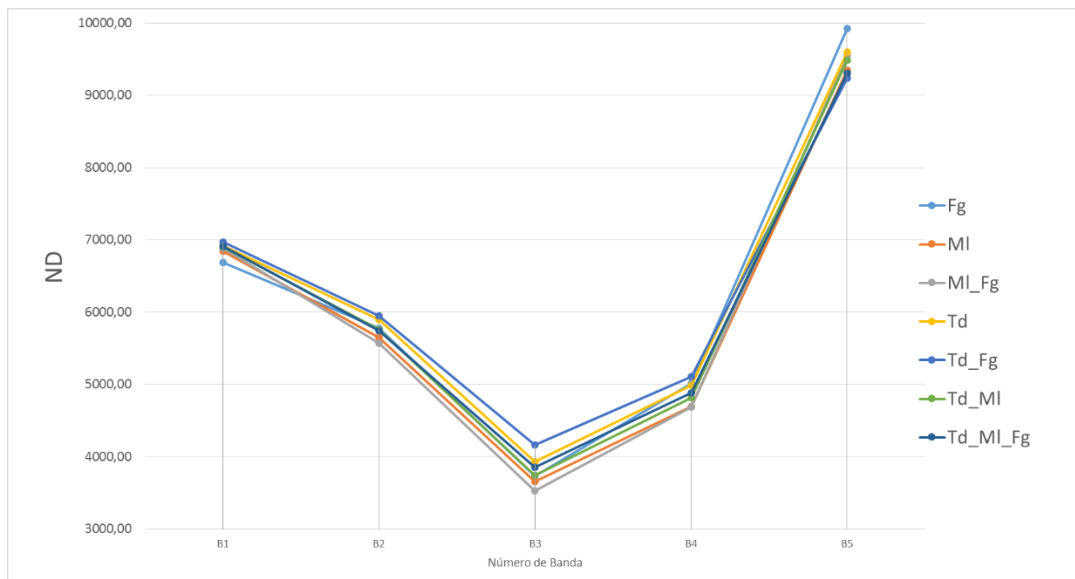
En la Tabla 5 se muestra el promedio de cada conjunto de ND de acuerdo a cada banda espectral, generando un contraste entre cada grupo, es decir, para ejemplificar, se graficó el promedio de los ND obteniendo disimilitud entre cada banda, pero no difiere significativamente entre grupos.

Tabla 5 Promedio de ND por Grupo/Banda espectral

Grupo	B1	B2	B3	B4	B5
Fg	6689,26	5775,82	3730,28	5015,69	9927,74
MI	6842,93	5645,51	3657,26	4692,28	9351,49
MI_Fg	6886,94	5569,97	3527,74	4689,71	9544,35
Td	6915,06	5897,23	3930,08	4989,82	9599,81
Td_Fg	6973,88	5950,43	4160,30	5102,65	9233,38
Td_MI	6897,62	5755,55	3744,59	4817,56	9485,32
Td_MI_Fg	6907,25	5745,95	3854,73	4881,08	9308,63

De acuerdo a la figura 13 se observa que los promedios en cada banda tienden a coincidir en todos los grupos (Td= localización donde se registró solo *T. doliatus*, MI= localización donde se registró solo *M. longipes*, Td_MI_Fg= localización donde se registraron las tres especies.....etc), lo que indica además que los ND obtenidos son confiables.

Figura 22 Patronamiento de ND (Banda espectral/Grupo)



También se realizó un análisis multivariado para determinar si los siete grupos (Fg, MI, MI_Fg, Td, Td_Fg, Td_MI y Td_MI_Fg) presentan valores en ND diferentes. La prueba MANOVA demuestra que si existen diferencias en los

ND y que por lo tanto, esto podría indicar además que las tres especies de aves no comparten siempre el mismo tipo de hábitat desde el punto de vista remoto. Dicho de otra manera al clasificar la cobertura del suelo para determinada especie objeto de estudio, su hábitat espacial potencial también podría ser considerado para las otras dos especies, pero al analizar con mayor rigurosidad espacial las características de los sensores, esto puede variar un poco; lo anterior además debido a que en las localidades registradas se encontraron número de especies diferentes aunque con patrones de abundancia aleatorios. Así mismo puede considerarse el hábitat espacial potencial ya que los ND tienen una distribución característica similar a los bosques densos y arbustales densos y abiertos o vegetación de crecimiento secundario; coberturas de la tierra que más frecuentan las especies objeto de estudio.

7.1.2.1 Análisis de varianza multivariado

Se presentan 5 variables dependientes que corresponden a cada una de las bandas espectrales. Con el objetivo de contrastar la significancia con respecto a los 7 grupos o combinaciones de detección de las especies de aves llamados también factores (variables independientes). El resultado de la MANOVA para la prueba Hotelling con nivel corregido por Bonferroni muestra que en los sitios en donde solo se registró *F. grisea* (Ver Tabla 6), los valores de ND pueden ser diferentes, por lo tanto las características de la cobertura varía con respecto a los demás grupos.

Tabla 6 Resultados de prueba de Hotelling

Prueba de Hotelling con nivel corregido por Bonferroni Alfa=0,05

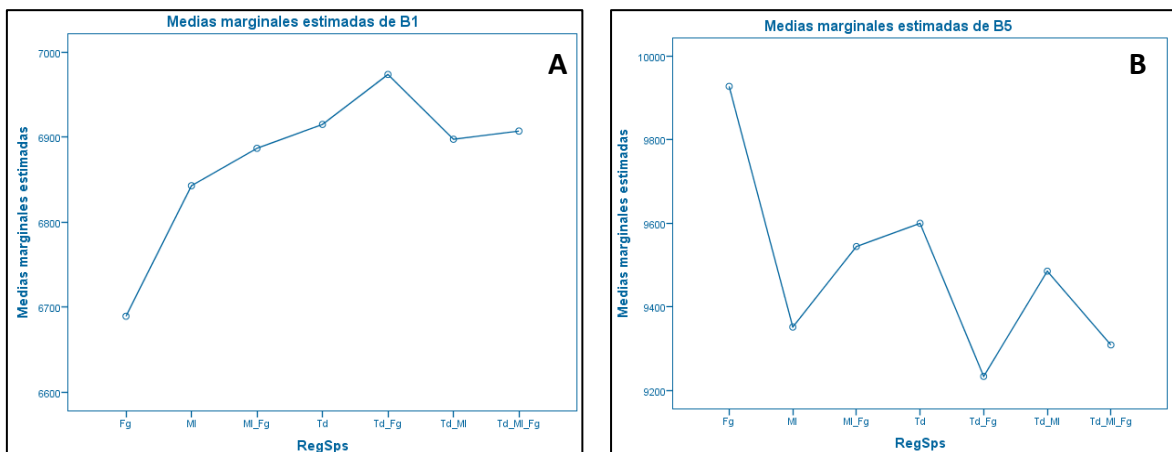
Error: Matriz de covarianzas común g1: 1233

RegSps	B1	B2	B3	B4	B5	n		
Fg	6689,26	5775,82	3730,28	5015,69	9927,74	140	A	
Td_Ml_Fg	6907,25	5745,95	3854,73	4881,08	9308,62	40	B	C
Td_Fg	6973,88	5950,43	4160,30	5102,65	9233,38	40	B	
Td	6915,06	5897,23	3930,08	4989,82	9599,81	320	B	
Ml	6842,93	5645,51	3657,26	4692,28	9351,49	386		C
Td_Ml	6897,62	5755,55	3744,59	4817,56	9485,32	280		C
Ml_Fg	6886,94	5569,97	3527,74	4689,71	9544,35	34		C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Las medias marginales estimadas en la MANOVA demuestran que especialmente para la banda 1 y 5 los valores de ND tienen una agrupación diferente, en los sitios donde se registraron Fg y Td_Fg (Ver figura 23 A y B).

Figura 23 Medias marginales Estimadas



7.2 Clasificación Supervisada (control de calidad)

Con el arreglo de números que expresan la clase asignada a una categoría particular como atributo con respecto a otra de pruebas, se identificaron los conflictos entre clases de referencia y clasificadas.

Las columnas corresponden a las 10 clases de coberturas de la tierra producidas en clasificación supervisada, y las filas las clases de cobertura de referencia. La diagonal de esta matriz expresa el número de puntos aleatorios de verificación en imágenes de alta resolución (Google Earth y Bing) en donde se produce coherencia entre las dos fuentes (mapa y realidad), mientras los marginales suponen los errores de asignación. Los residuales en las filas indican tipos de coberturas de la tierra real que no se incluyeron en el mapa (errores de omisión), mientras residuales de las columnas son coberturas del

mapa que no se ajustaron a la realidad (errores de comisión) (Posada, 2008). (Ver Tabla 3).

La precisión general de la clasificación fue de 59%, y se obtuvo al calcular el número total de tipos de cobertura (suma de las celdas de la diagonal de la matriz de confusión) dividido por el total de ejemplos de prueba (563) o píxeles generados aleatoriamente en el área de estudio (número total de elementos en las celdas de la matriz de confusión) (Ver Tabla 3). A través de ésta prueba se pudo evaluar el porcentaje de precisión de una clase con respecto a los de referencia. La precisión total en la clasificación se definió por la proporción de la suma de la diagonal principal contra la obtenida por el clasificador.

7.2.1 Matriz de Confusión

Al clasificar la imagen y evaluar la matriz de confusión se encontró que algunas clases presentan conflicto o confusión entre sí. Para la clase aguas continentales se han acertado 13 píxeles de 18 posibles y tres píxeles como territorios agrícolas y uno como pastizal. Para los bosques densos se acertaron 25 píxeles de 59 posibles, en donde la confusión generada con 21 píxeles, se dio con la clase arbustales densos y abiertos/vegetación de crecimiento secundario. Para los Territorios agrícolas también se evidencio una alta confusión con los pastizales (17 píxeles), siendo este comportamiento relativamente común ya que en esta clase se encuentran el cultivo o la actividad agrícola más común en el área de estudio. El proceso del cultivo de arroz presenta una etapa de preparación del terreno, por lo tanto algunos lotes presentes en el área de estudio se encontraban en esta etapa. Por lo tanto fueron clasificados como pastizales.

Las zonas urbanizadas, zonas arenosas natura, las sombras y las nubes no presentaron una confusión significativa, demostrando una ventaja para la clasificación supervisada la cual se refleja en los porcentajes del usuario y el productor con los valores más altos de la matriz (ver tabla 6).

Coberturas de la Tierra: Aguas continentales (AC), Bosque denso (BD), Pastizal (P), Territorios agrícolas (TA), Zonas urbanizadas (ZU), Áreas abiertas sin o con poca vegetación (AASCV), Zonas arenosas naturales (ZAN), Sombras (S), Nubes (N), Arbustales densos y abiertos/vegetación de crecimiento secundario (ADABUVCS).

Tabla 7 Matriz de Verdad Terrestre (563 Pixeles)

CLASE	AC	BD	P	TA	ZU	AASCV	ZAN	S	N	ADABUVCS	Total	Usuario (%)
AC	13	0	0	1	0	0	4	0	0	0	18	72
BD	0	25	1	4	0	1	0	1	0	25	57	44
P	1	8	28	17	0	40	0	0	0	28	122	15
TA	3	1	2	11	0	0	1	0	0	5	23	48
ZU	0	0	0	0	38	0	0	0	0	1	39	97
AASCV	0	4	4	11	0	24	0	0	0	10	53	45
ZAN	0	0	0	4	0	0	23	0	0	1	28	82
S	0	0	0	0	0	0	0	41	0	0	41	100
N	0	0	0	0	0	2	0	0	78	3	83	94
ADABUVCS	1	21	9	6	0	6	0	0	0	56	99	57
Total	18	59	44	54	38	73	28	42	78	129	563	
Productor (%)	72	42	41	20	100	33	82	98	100	43		

La matriz de verificación muestra el porcentaje de representación de cada clase con respecto al total de pixeles tenidos en cuenta.

Matriz de verificación %	AC	BD	P	TA	ZU	AASCV	ZAN	S	N	ADABUVCS
CLASE	AC	BD	P	TA	ZU	AASCV	ZAN	S	N	ADABUVCS
AC	72	0	0	2	0	0	14	0	0	0
BD	0	42	2	7	0	1	0	2	0	19
P	6	14	64	31	0	55	0	0	0	22
TA	17	2	5	20	0	0	4	0	0	4
ZU	0	0	0	0	100	0	0	0	0	1
AASCV	0	7	9	20	0	33	0	0	0	8
ZAN	0	0	0	7	0	0	82	0	0	1
S	0	0	0	0	0	0	0	98	0	0
N	0	0	0	0	0	3	0	0	100	2
ADABUVCS	6	36	20	11	0	8	0	0	0	43
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

7.2.2. Índice de kappa

El resultado del coeficiente de kappa para este estudio fue de 0,93 %, siendo un valor alto y significativo aunque no necesariamente refleje una precisión de productor y usuario; se asume que el valor mínimo estandarizado y aceptado para la precisión de la clasificación global está en un 85% (Foody, 2002), los resultados reportados por el coeficiente de kappa y la precisión global (0,93 % y 0,60 %, respectivamente) muestran que es posible discriminar las clases de coberturas seleccionadas. Sin embargo el valor de kappa y la precisión global difieren en alguna medida, aunque de acuerdo a Yu *et al* (2006) una precisión general del 60% puede considerarse satisfactoria.

Las clases: Aguas continentales (AC), zonas urbanizadas (ZU), zonas arenosas naturales (ZAN), sombras (S) y nubes (N), presentaron los resultados

más altos, lo cual refleja buena precisión en la clasificación. Dichas clases son más fáciles de clasificar y diferenciar debido a la separabilidad espectral marcada entre las bandas y la respuesta espectral que emiten, por lo tanto el grado de confusión es bajo (ver tabla 3).

7.2.3 Matriz de comisión y omisión en porcentaje.

Los valores de comisión que representan el porcentaje de píxeles que no pertenecen a una clase y que fueron clasificados dentro de ella, fueron más altos en la clase P (pastizal) con 77%; seguidos de BD (Bosque Denso) 56% y AASCV (*Áreas abiertas sin o con poca vegetación*) con 55 %. Dicho resultado puede ser causado por el grado de mezcla entre clases similares a P (error de frontera) como consecuencia el sensor detecta una señal radiométrica promedio entre dos o más clases haciendo difícil su discriminación. De acuerdo a la tabla 3, se clasificaron 28 píxeles como ADABUVCS y 40 como AASCV ya que por ser clases poco uniformes son frecuentemente imbricadas como matorrales y áreas abiertas por su transición a otra clase temática (ej. BD); es frecuente ver en el área de estudio mezclas entre P-ADABUVCS y ADABUVCS-P ya que se presentan degeneraciones de estas clases por acciones antrópicas.

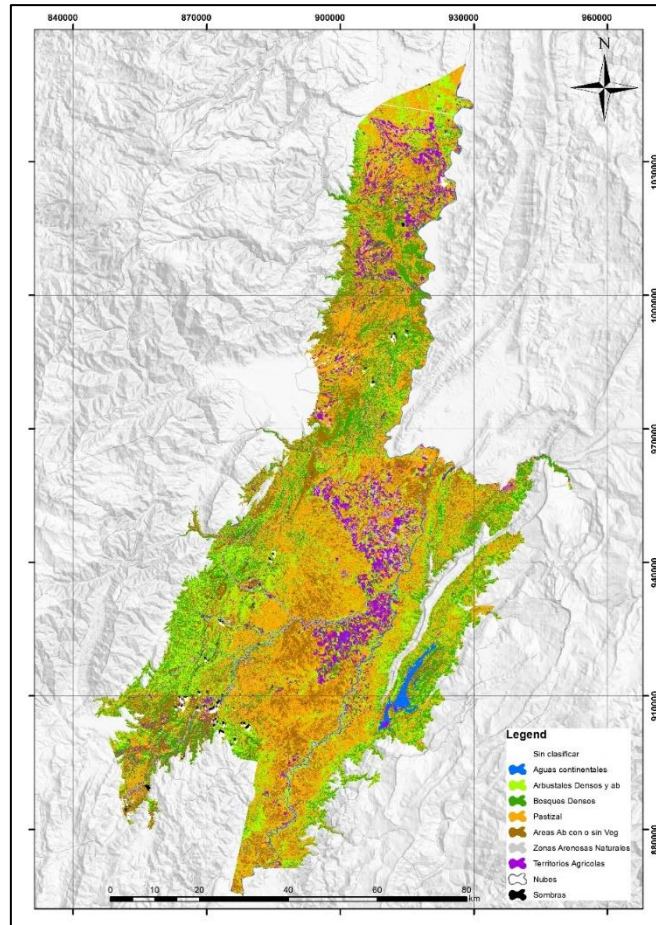
Las clases N, S y Zu fueron perfectamente clasificadas por ser elementos que no aparecieron clasificados como otra clase y su valor de comisión fue también bajo; a diferencia de la clase TA que presenta un error de omisión de 80 % debido a que sus respuestas espectrales difieren en gran medida por el tipo de cultivo más representativo. Para este caso el cultivo de arroz es la actividad agrícola más común en el área de estudio, por lo tanto existen lotes cultivados que tendrán porcentaje de omisión bajos y lotes en descanso con valores altos que pueden ser clasificados como AASCV debido a que no presentan ningún tipo de vegetación.

Tabla 8 Matriz de Comisión y omisión

Comisión				Omisión			
			%				%
AC	5	18	28	AC	5	18	28
BD	32	57	56	BD	34	59	58
P	94	122	77	P	16	44	36
TA	12	23	52	TA	43	54	80
ZU	1	39	3	ZU	0	38	0
AASCV	29	53	55	AASCV	49	73	67
ZAN	5	28	18	ZAN	5	28	18
S	0	41	0	S	1	42	2
N	5	83	6	N	0	78	0
ADABUVCS	43	99	43	ADABUVCS	73	129	57

Mapa general de la clasificación

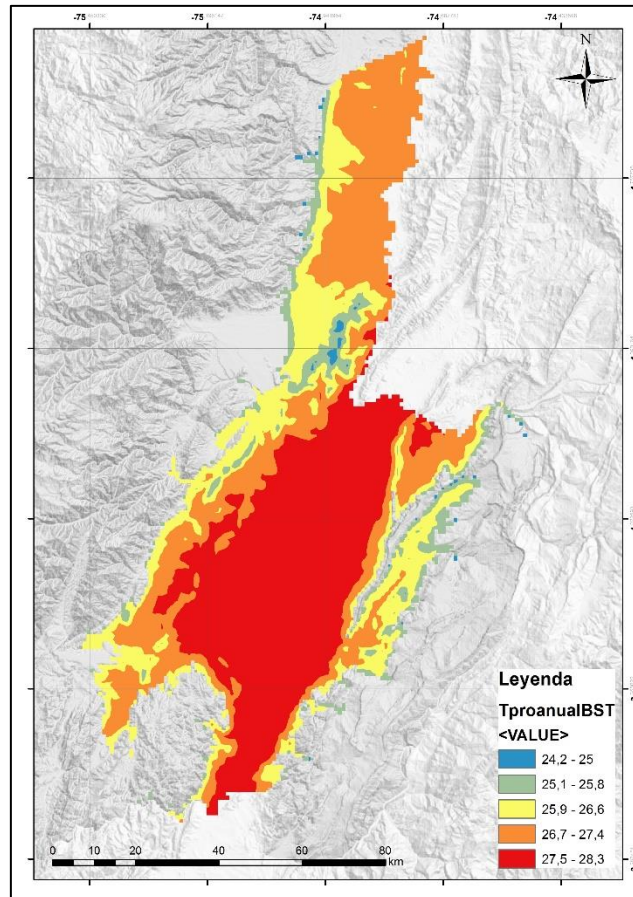
Figura 184 Mapa de Clasificación supervisada final



7.3 Temperatura

En la figura 22 se muestra la temperatura promedio anual del BST, valor que se obtiene a partir del promedio de las temperaturas medias registradas en cada uno de los doce meses del año. Su distribución al igual que la precipitación, es muy irregular, y también está estrechamente relacionada con la configuración del relieve. La temperatura promedio anual fue calculada en la calculadora raster de ArcGIS como $TPA = (TM_{Enero} + TM_{Febrero} + \dots + TM_{Diciembre}) / 12$, el cual genero una nueva capa raster. Su estadística correspondió a t_{min} 24,19 °C, t_{med} 27,05 °C y $t_{máx}$ de 28,25 °C (ver figura 22). Se evidencian altas temperaturas delimitadas en las zonas más planas 27,5-28,3 °C sobre el área conocida como valle alto del magdalena.

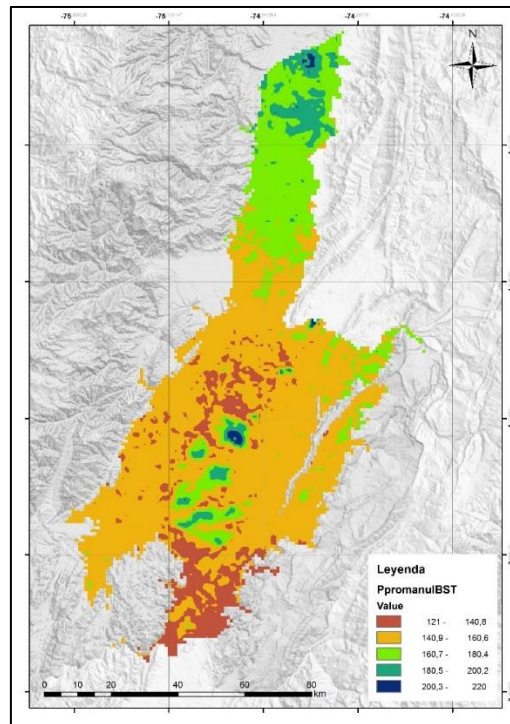
Figura 195 Mapa de temperatura promedio anual



7.3 Precipitación

En la Figura 23 se muestra el comportamiento de la distribución de precipitación promedio anual del BST cuya distribución es asimétrica; los valores estadísticos básicos fueron: precipitación mínima 121 mm, precipitación máxima 220 mm, y precipitación promedio 154,4 mm. Se evidencian las mayores precipitaciones hacia la región norte del área de estudio, y las menores en la zona sur (ver figura 23).

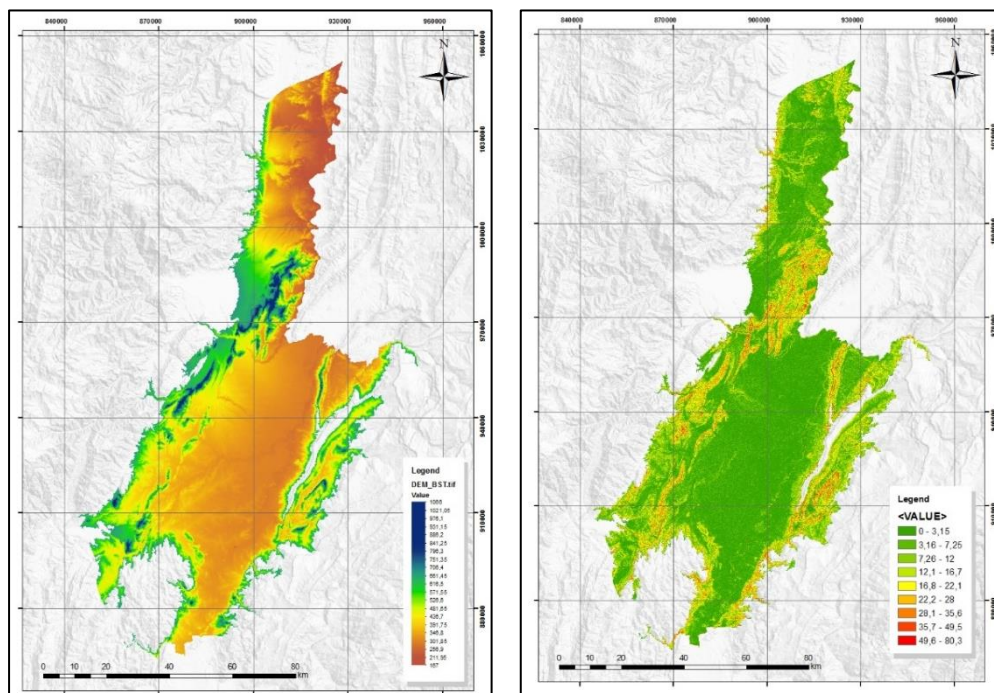
Figura 206 Mapa de precipitación promedio anual



7.4 Altitud y pendiente del terreno

Se calcularon estadísticas resumen del resultado en donde el número de columnas y filas fue de 3532 y 6154 respectivamente, además de altura mínima 167 m, máxima 1066 m, media 413.7 m y una desviación estándar de 128.1.

Figura 217 Mapa DEM del área de estudio



La pendiente es un modelo superficial terrestre con un grado mínimo igual 0 el cual representa superficies planas en el área de estudio, también un valor máximo de pendiente igual a 80 grados. La pendiente media correspondió a 7.8 grados y la desviación estándar fue de 8.15 grados (Ver figura 21).

7.5 Análisis del paisaje

En este estudio se analizó la calidad de los parches de las clases de cobertura de la tierra distribuidos en el BST del Tolima: Bosques densos y Arbustales densos y abiertos/vegetación de crecimiento secundario. Se realizó dicha caracterización sin tener en cuenta las coberturas de la tierra circundantes. Se determinó el tamaño, forma, perímetro y relación área-perímetro de cada parche donde se encontraron las especies de aves, así como para todos los parches de bosque densos y arbustales del área de estudio.

Se calculó estadística resumen para todas las variables (Ver tabla 7), así como medidas como Kurtosis y test de Kolmogorov- Smirnov y comparación de medias para determinar diferencias entre los parches de las especies y los de toda el área de estudio.

Escenario 1: área de parches para toda el área de estudio

Escenario 2: área de parches en donde se detectaron las especies

Tabla 9 Comparación de Métricas del BST en dos escenarios

	AREA 1	AREA_2	PERIMETRO 1	PERIMETRO 2	PARA 1	PARA 2	SHAPE 1	SHAPE 2
Count	163528	40						
Average	1,54186	20,617	782,686	7752,85	1341,88	704,549	1,61408	3,62997
Standard deviation	26,7834	39,808	6927,26	14975,3	531,413	554,531	0,87839	2,66916
Coeff. of variation (%)	1737,09	193,083	885,062	193,159	39,6023	78,7073	54,4206	73,531
Minimum	0,0049	0,0196	28,0	56,0	82,9688	269,004	1,0	1,0
Maximum	5692,28	171,211	1,46084E6	81830,0	5714,29	2857,14	48,398	15,6283
Range	5692,28	171,191	1,46082E6	81774,0	5631,32	2588,14	47,398	14,6283
Std. skewness	529027,	7,23323	421188,	9,62122	3637,09	6,868	42337,2	6,88365
Std. kurtosis	1,57588E6	9,9074	1,20009E6	20,588	309,309	9,79737	16451,2	12,6192
Kolmogorov-Smirnov Test	0,69		0,69		0,62		0,62	

Área:

Los resultados se enmarcan en dos niveles de interpretación. Un nivel es para toda el área de estudio (escenario 1) y el otro para los sitios en donde se

detectaron las especies objeto de estudio (escenario 2). Los parches de toda el área de estudio varían entre 0,0049 ha y 5692,28 ha; para el escenario 2 la extensión mínima fue de 0,01 ha y una extensión máxima de 171,2 ha. El área promedio es de 1,5 ha en el escenario 1 y 20,6 ha para el escenario 2 aproximadamente. Para el escenario 1 se clasificaron 163528 fragmentos y para el escenario 2 se analizaron 40 fragmentos (ver tabla 7).

Por lo anterior es importante tener en cuenta que la superficie de un parche es tal vez el dato más importante y útil en el análisis de un paisaje (McGarigal y Marks, 1994) sin embargo se evidencia que la media del tamaño de los parches del escenario uno difiere de los parches en donde se detectaron las especies (escenario 2). Durán (1995) mostró que los parches de mayor superficie presentan mayor riqueza florística y, al igual que otros estudios, que la riqueza de especies de aves y la presencia de algunas especies depende fuertemente del tamaño del parche (Hutto, 1989; Robbins et al., 1989; Estrada y Coates, 1994). Por lo tanto al detectarse diferencia entre los parches de toda el área de estudio y los de las especies, se podría inferir que son más idóneos y frecuentes parches con áreas mayores a 20,6 ha como es dado en el escenario 2 (ver tabla 7).

Así mismo a partir de la comparación de las medias con una prueba T para los dos escenarios, el intervalo de confianza para la diferencia entre las medias oscila entre -27,3 hasta -10,7. Dado que el intervalo no contiene el valor 0, hay diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los dos escenarios con un nivel de confianza del 95,0%.

En cuanto al coeficiente de variación se observó un mayor porcentaje (1737 %) en el escenario 1, aunque un número de observaciones mucho mayor con respecto al escenario 2. Esto indica además que los parches son mucho más variables en cuanto a tamaño, perímetro y forma en el escenario 1.

Perímetro

Al igual que el área, la variable perímetro permite derivar otras medidas de los parches y su calidad que serán objeto de análisis seguidamente. Sin embargo,

ambas tienen interés ecológico por sí mismas. El perímetro del parche representa el borde del mismo. En el escenario 1 los perímetros de los parches tienen una media menor con respecto al escenario 2. Es importante mencionar que perímetros más pequeños pueden tener una baja relación con respecto al área, lo que indica que son más vulnerables a ser afectados en su borde que los fragmentos más grandes; sustentado además con el hecho que presentan un coeficiente de variación con porcentaje más alto que el escenario 2. Por lo tanto los parches similares a los del escenario 2 serán más importantes para las especies (ver tabla 7).

En la comparación entre medias con la prueba T para los dos escenarios, el intervalo de confianza para la diferencia entre las medias oscila entre -9118,11 hasta -4822,22. Igual que para la variable Área el intervalo no contiene el valor 0, hay diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los dos escenarios con un nivel de confianza del 95,0%.

Relación Área-Perímetro (PARA)

En cuanto a esta variable es importante mencionar que parches pequeños con grandes relaciones de área-perímetro pueden tener altas densidades de población de especies de aves que están restringidas a bordes, mientras que parches grandes pueden tener altas densidades de población de especies asociadas con parches de interior o áreas núcleo.

En este estudio se determinó para el escenario 1 una media de 1341,8 lo cual es significativamente superior al escenario 2 (704,5); sin embargo existe una mayor variación en cuanto a esta relación para el escenario 2. Se debe tener en cuenta que la variación menor del escenario 1 refleja una mayor ocurrencia de parches con mayor relación de área/perímetro por lo tanto es necesario considerar también el comportamiento de la forma de los parches. Las medias tampoco presentaron diferencias significativas y sus intervalos de confianza oscilaron entre 472,6 y 802 con un nivel de confianza del 95%.

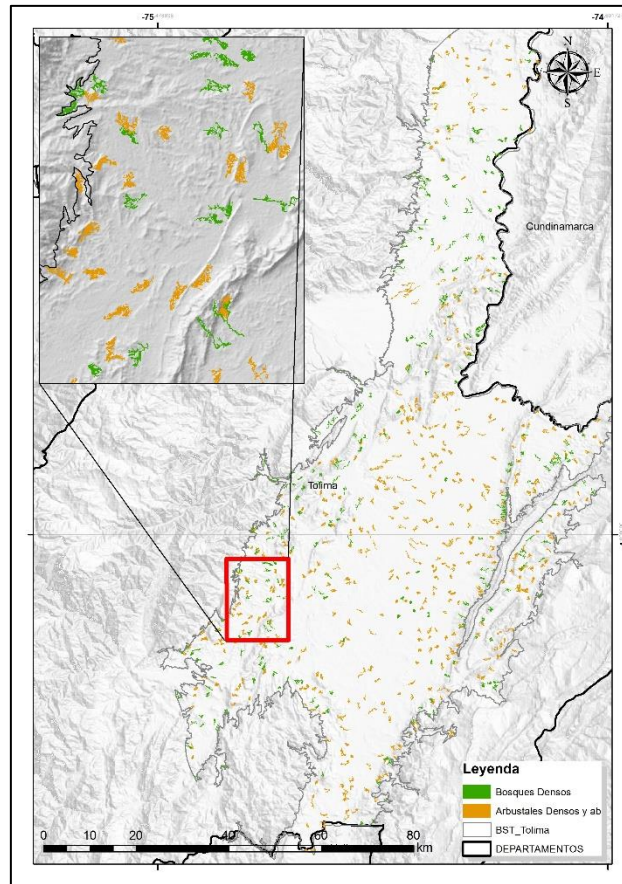
Índice de Forma (Shape)

Este índice mide la complejidad de la forma del parche. Cuando un parche tiene forma cuadrada o tiende a ser cuadrado el valor del índice es igual a 1; dicho valor no tiene límite. El promedio fue más alto en el escenario 2 que corresponden a parches con formas más complejas y en el escenario 1 formas más simples (cuadradas). En rango de valores para el escenario 2 oscila entre 1,0 y 48 y para el escenario 1 entre 1,0 y 15,6. En cuanto al coeficiente de variación es menor en el escenario 1 a diferencia de porcentaje mayor para escenario 2 siendo probable que exista mayor influencia de coberturas circundantes sobre éstos parches aunque también significa que presentan aumentos y disminuciones significativas en dicho índice y a su vez diferencias marcadas (ver tabla 7).

7.6 Mapa de Parches Idóneos para las especies de aves

Para seleccionar los parches del escenario 1 (ver figura 25), se consideró el rango del área entre el valor promedio del escenario 2 y la desviación estándar representado en la tabla 9. Se seleccionaron 769 polígonos de los cuales 491 pertenecen a Arbustales densos y abiertos y Vegetación de crecimiento secundaria y suman un área total de 13397,4 hectáreas. El número de polígonos para los Bosques densos fue de 278 y suman un área de 7890,9 hectáreas. El área total de estas coberturas en la zona de vida BST fue de 21288,3 hectáreas y cuyo análisis de paisaje indica que estos parches pueden ser potencialmente importantes como requerimiento de hábitat para estas especies de aves por tener las características estructurales de paisaje representativas.

Figura 228 Mapa Parches de Bosques y Arbustales densos y abiertos



7.7 Encuesta a expertos

Se diseñó una encuesta virtual a través de la herramienta formularios de Google. En la encuesta se les interrogó a acerca de la importancia de variables ambientales y espaciales como insumos base requeridos para identificar los posibles lugares más idóneos para la caracterización de la distribución espacial, el estudio de los movimientos de estas aves típicas del bosque seco tropical del departamento del Tolima y su conectividad estructural (ver anexo 2). Se solicitó asignar pesos a covariables para ser posteriormente ponderadas en una escala porcentual (0% a 100%) teniendo en cuenta su grado de importancia (ver anexo 2). Es decir, a la(s) variable(s) que considerara más importante(s) le asignara un mayor porcentaje.

7.8 Multicriterio

7.8.1 Método Directo

Los valores porcentuales asignados por los expertos fueron inicialmente analizados a través de sumatoria lineal ponderada para determinar un primer grupo de criterios para cada variable espacial. Este primer grupo fue nombrado como Método Directo. La depuración de las encuestas determinó que respondieron un total de 10 expertos, los cuales consideran a la variable cobertura de la tierra con un 0,305 o 30,5% de importancia con respecto a las demás, seguida de la fragmentación con un 22 % (ver tabla 9). Las variables precipitación promedio anual, temperatura promedio anual y altitud presentaron valores de importancia relativamente cercanos (12,5 %, 14,4 y 14,5% respectivamente). La variable con menor importancia corresponde a pendiente del terreno con un 6% (ver tabla 9).

Tabla 10 Resultados obtenidos por el Método Directo

Método directo	Cobertura	Pendiente	P_prom_anual	T_Prom_anual	Altitud	Fragmentación	total
Experto 1	0,25	0,05	0,1	0,1	0,25	0,25	100,75
Experto 2	0,3	0	0,1	0,3	0,15	0,15	100,85
Experto 3	0,6	0,05	0,05	0,1	0,05	0,15	100,85
Experto 4	0,1	0,1	0,2	0,2	0,3	0,1	100,9
Experto 5	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	100,8
Experto 6	0,3	0,1	0,1	0,15	0,1	0,25	100,75
Experto 7	0,3	0,1	0,05	0,05	0,2	0,3	100,7
Experto 8	0,3	0,01	0,2	0,19	0,1	0,2	100,8
Experto 9	0,5	0,05	0,05	0,05	0,05	0,3	100,7
Experto 10	0,2	0,05	0,3	0,1	0,05	0,3	100,7
							1000
	Peso total						
Cobertura	0,305						
Pendiente	0,061						
P_prom_anual	0,125						
T_Prom_anual	0,144						
Altitud	0,145						
Fragmentación	0,22						

7.8.2 Comparaciones de Pairwise (Pares de Saaty)

La comparación por pares (AHP) corresponde al segundo grupo o método de evaluación de las respuestas. Los resultados derivados de la tabla 11 señalan que la variable con mayor peso corresponde a coberturas de la tierra: obtuvo una prioridad de 0,39. El segundo puesto lo ocupa la variable pendiente del terreno con una prioridad de 0,23. En tercer lugar la precipitación promedio anual con 0,14 de importancia, seguida de temperatura promedio anual 0,11. Finalmente el de menor importancia con este método corresponde a la fragmentación con valor de importancia de 0,04 (Ver tabla 11).

Tabla 11 Resultados obtenidos por el Método AHP

Método AHP	Experto 1	Experto 2	Experto 3	Experto 4	Experto 5	Experto 6	Experto 7	Experto 8	Experto 9	Experto 10	Total	Peso total
Cobertura	0,32	0,42	0,53	0,24	0,20	0,54	0,51	0,40	0,67	0,42	4,24	0,39
Pendiente	0,22	0,52	0,15	0,24	0,20	0,15	0,19	0,45	0,13	0,29	2,54	0,23
P_prom_anual	0,17	0,14	0,17	0,12	0,20	0,15	0,16	0,13	0,13	0,20	1,57	0,14
T_Prom_anual	0,17	0,14	0,10	0,11	0,08	0,11	0,13	0,11	0,13	0,12	1,19	0,11
Altitud	0,08	0,05	0,10	0,07	0,07	0,10	0,05	0,07	0,13	0,10	0,80	0,07
Fragmentación	0,04	0,08	0,03	0,06	0,07	0,03	0,05	0,06	0,02	0,05	0,48	0,04
											10,8235811	

7.8.2 Análisis de Consistencia

Una vez obtenido el peso total por el método AHP, se procedió a calcular la normalización de la matriz (ver anexo D) para observar la similitud de los valores entre las columnas. Se determinó desigualdad entre ellas por lo cual se procedió a calcular la Razón de Consistencia.

Tabla 12 Valores de Razón de Consistencia para cada experto

	IC	IA	RC
Experto 1	1,79	1,32	1,36
Experto 2	5,35	1,32	4,05
Experto 3	3,53	1,32	2,68
Experto 4	0,72	1,32	0,55
Experto 5	0,40	1,32	0,30
Experto 6	3,34	1,32	2,53
Experto 7	3,08	1,32	2,33
Experto 8	3,68	1,32	2,79
Experto 9	4,78	1,32	3,62
Experto 10	3,12	1,32	2,36

La Tabla 12 demuestra que ninguna de las proporciones de los valores de consistencia supera el 10%. Esto permite tener un nivel de confianza aceptable sobre el proceso de decisión mediante comparaciones pareadas, por lo tanto, de determina que se ha realizado de manera correcta.

7.8.3 Ponderación de criterios

Se procedió a combinar los pesos totales de cada método con el objetivo disminuir el error de cada uno (Ver Tabla 12). Al hacer el análisis del resultado final se determina que las seis variables son importantes para modelar la distribución de las especies. Sin embargo cada método por separado coincide con las coberturas de la tierra como la variable más importante (35%); las demás variables presentaron valores cercanos entre 15 % (pendiente del terreno), 13% (precipitación, temperatura y fragmentación) y de menor importancia 11 % (altitud).

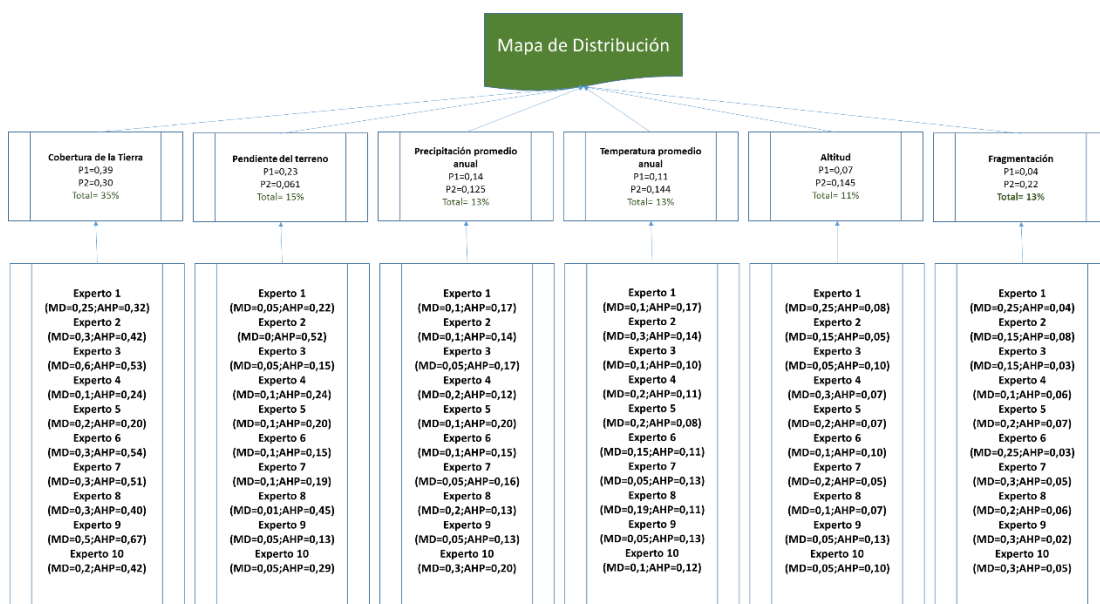
Tabla 13 Peso total para cada variable (Método directo-AHP)

	Sumatoria	Promedio AHP	Método Directo	Total
Cobertura	4,24	0,39	0,305	35
Pendiente	2,54	0,23	0,061	15
P_prom_anual	1,57	0,14	0,125	13
T_Prom_anual	1,19	0,11	0,144	13
Altitud	0,80	0,07	0,145	11
Fragmentación	0,48	0,04	0,22	13
	10,82	1	1	100

7.8.4 Modelo Jerárquico

Los 10 expertos evaluaron las variables espaciales anteriormente mencionadas, usando el método directo y Pairwise (AHP). Posteriormente se efectuó el análisis para obtener los pesos totales para cada una de las variables a través del método AMC y determinar así la ponderación de cada uno de ellos. En el Anexo B se encuentran las tablas con los resultados de las calificaciones por cada experto. Los pesos **P1** corresponden a los valores finales calculados obtenidos a partir del método directo y los pesos **P2** son los valores generados con el método de pares o Pairwise. El total es el resultado final de la combinación de los dos métodos para cada variable.

Figura 239 Esquema jerárquico de los pesos obtenidos



7.8.5 Importancia de cada rango de valores de cada variable

En esta etapa se tuvo en cuenta el rango de valores para cada variable, obtenido en las localizaciones, entendiendo además como características idóneas o valores relativos de importancia que caracterizan los requerimientos de hábitat de las especies (ver tabla 14). Los factores fueron estimados utilizando el valor mínimo y máximo de cada variable espacial, para posteriormente reclasificar dichos valores en un SIG como valores fuera del rango=0.

Tabla 14 Rango de variables AMC

<i>Estadística</i>	<i>DEM</i>	<i>PpromanulB</i>	<i>TproannualB</i>	<i>Pendiente</i>
Media	415.58	155.54	26.96	4.17
Error típico	3.62	0.36	0.020	0.10
Mediana	382	157	26.9583	3.26117
Moda	376	160	26.9917	1.65694
Desviación estándar	127.65	12.64	0.70	3.41
Varianza de la muestra	16293.44	159.68	0.49	11.62
Curtosis	-1.11	-0.86	-0.93	3.68
Coficiente de asimetría	0.388	-0.052	0.144	1.889
Rango	441	48	2.4667	23.3069
Mínimo	225	133	25.725	0
Máximo	666	181	28.1917	23.3069
Suma	515323.0	192866.0	33428.1	5167.5
Cuenta	1240	1240	1240	1240
Nivel de confianza(95,0%)	7.112	0.704	0.039	0.190

7.9 Modelo de distribución espacial de especies de aves

En el área de distribución potencial como resultado del modelamiento a partir de AEMC, las zonas de mayor importancia contienen los valores más altos para las variables espaciales y su ponderación respectiva definidas por los expertos (ver tabla 13).

Este modelo permite definir las áreas de distribución potencial para los hormigueros del BST. Así mismo, el mapa se constituye como una herramienta

técnica desde el punto de vista ecológico, como criterio y soporte para la toma de decisiones con respecto a la conservación de la biodiversidad en el BST.

Es necesario utilizar variables espaciales actualizadas (coberturas de la tierra) y de mayor resolución espacial (temperatura y precipitación) que permita tener una mejor aproximación a la realidad del territorio.

7.9.1 Mapa de resultado del modelo

Es evidente cómo el área de distribución está más agrupada a ciertos sectores del área de estudio, aunque se observa en algunas áreas con baja probabilidad de distribución de las especies debido a que el rango de valores de las variables están fuera del mínimo y el máximo. Por lo tanto en dichas áreas no se encuentran las coberturas idóneas requeridas por las aves objeto de estudio y las áreas de influencia de las variables ambientales para la ocurrencia de las especies focales.

Según la figura 26, en las áreas de baja probabilidad de ocurrencia de las especies focales se evidencia la influencia clara de la matriz antrópica que posee una amplia extensión en sectores aledaños al valle del río Magdalena. En estas zonas existe dominancia de coberturas como pastizales, territorios agrícolas y áreas sin o con poca vegetación; igualmente está influenciada por la proximidad a sectores urbanos.

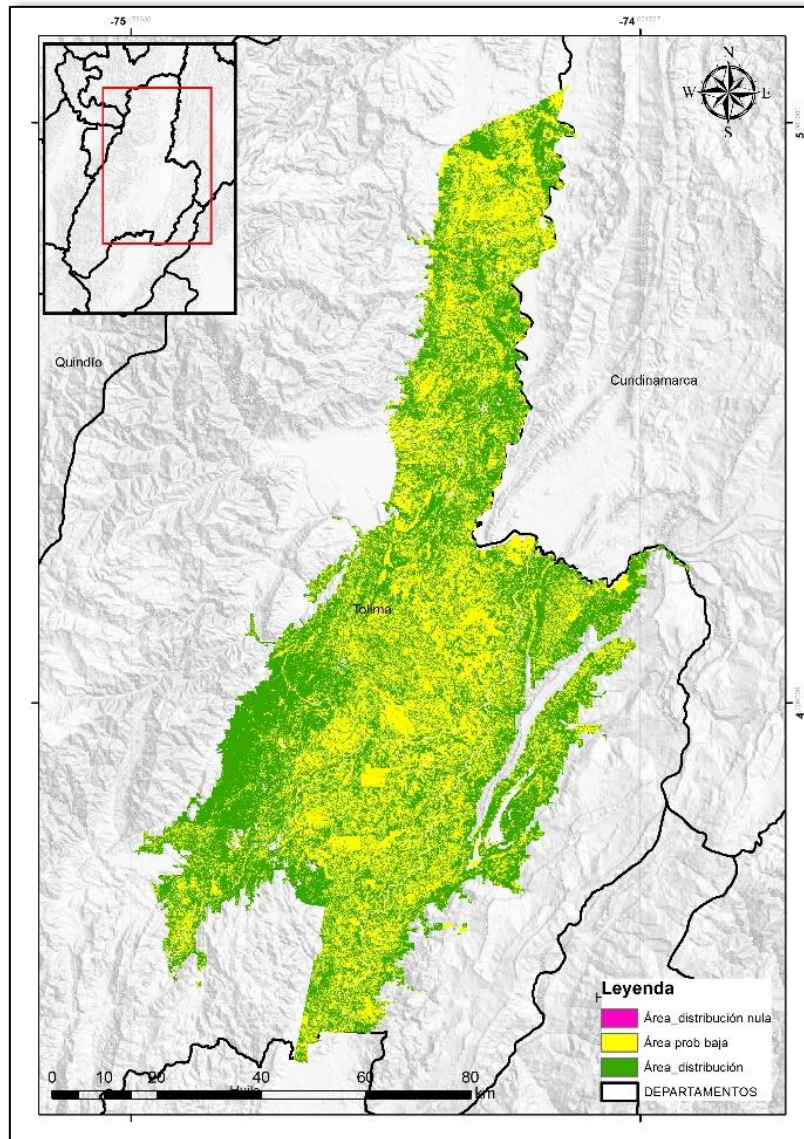
Es posible considerar que según los resultados, el empleo de Análisis Booleano que utiliza el modelo, podría subestimar algunas áreas potenciales de distribución para las especies focales; esto debido a que la clasificación supervisada de las coberturas no tuvo una exactitud alta y la resolución espacial de las variables climáticas era baja. En algunos casos también porque asume que todos los criterios son exactamente igual de importantes y restrictivos.

El mapa de distribución potencial, se ubica en un área con aptitud más alta en la zona sur occidental del área de estudio, el cual tiene una altitud mayor; también puede existir mayor influencia del área de distribución en el lado oriental, lo que indica que es más idóneo para las especies focales (de acuerdo

a todas las variables), las zonas altas de territorio, lo que concuerda con el mapa de clasificación de coberturas. Sin embargo, según el modelo de distribución potencial (Ver Figura 26), existen las condiciones ambientales adecuadas para un desarrollo, óptimo de las poblaciones de hormigueros.

Finalmente se observa (Ver Figura 26) una heterogeneidad en el tamaño de las zonas de distribución para los hormigueros focales. Los procesos antrópicos observados a nivel de paisaje han permitido distinguir que los cambios de las condiciones para las especies podrían estar dándose en forma homogénea en el valle del Magdalena (zonas bajas), respecto a toda el área de estudio (Ver Figura 26).

Figura 24 Mapa de Áreas de distribución (AMC)



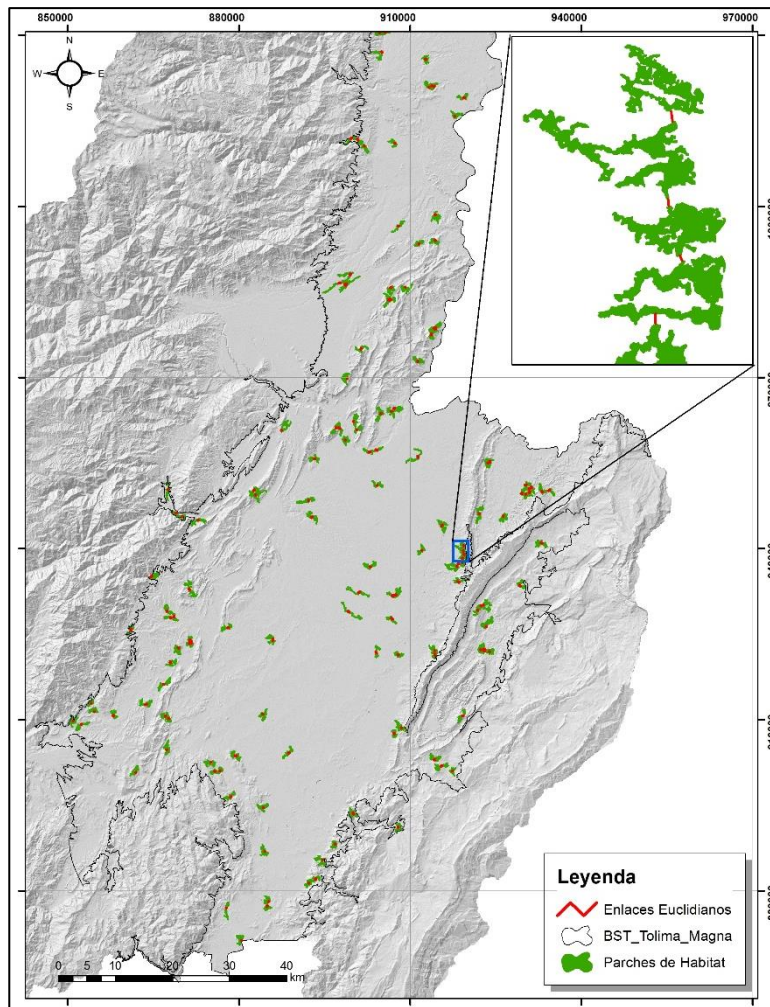
7.10 Dispersión de aves (Escenarios de conectividad estructural)

En esta etapa se tomó como referencia la especie *Thamnophilus atrinucha* ya que su longitud o distancia máxima de dispersión es conocida (ver sección 6.8). De los 769 parches de hábitat caracterizados como idóneos para las especies, 248 parches poseen una distancia euclidiana menor o igual a 240 metros, lo que significa que tienen la mayor probabilidad de conexión o probabilidad de dispersión directa. Así mismo, los parches poseen un área promedio de 28.5

ha en los que el espacio del borde de un parche al borde del parche siguiente más cercano, es el espacio euclidiano más probable para la dispersión de las aves.

El número de enlaces euclidianos entre los parches de hábitat fueron 151 (Ver anexo E) con un rango de distancia entre 7 m como las distancias más factibles para la dispersión entre parches y 238 m como la mayor distancia que tendría que recorrer las especies para su dispersión. La distancia promedio fue de 95.2 m y el total de los enlaces sumaron 14378.8 m ($DS \pm 68.6$) (Ver Figura 26). Esta representación de los parches de hábitat y los enlaces permite considerar amplias extensiones de hábitat para las aves, aunque se debe tener en cuenta que solo se utilizaron como nodos los mejores parches de hábitat. Por lo anterior es importante realizar más transectos lineales de diferente longitud, abarcando una mayor extensión en el BST para caracterizar la estructura y calidad de parches potenciales de menor extensión, ya que los 248 parches solamente representan el 0.14% de los parches potenciales a conectar (2.79 %). Finalmente, al desconocerse la máxima distancia de dispersión de los hormigueros evaluados y las características de los hábitats para cada uno, es evidente que el número de parches de hábitat y el número de enlaces euclidianos podría cambiar, incidiendo de esta manera en la estructura de las metapoblaciones, flujo de genes y estrategias de conservación.

Figura 31 Mapa de Enlaces euclidianos



8 Discusión

Aunque las abundancias no tuvieron una representación significativa en todas las localizaciones, al menos se registró un individuo en cada transecto. Esto sugiere además que a pesar que se siguió la misma metodología y esfuerzo de muestro en todos los transectos, un mayor número de visitas puede generar una mayor acumulación de abundancias para cada especie. Es importante resaltar que también la disponibilidad de recursos puede influir en la presencia y detectabilidad de los organismos.

Una forma de evaluar la distribución de las especies podría ser a través de la caracterización de los valores de ND (o valores de reflectancia) en sensores remotos, a partir de registros en campo en donde se hayan detectado los individuos. Sin embargo Gurarie y colaboradores (2009) mencionan que es importante calcular dichos análisis estadísticos como característica específica cuando se toman datos con GPS; los valores de precisión para el área de estudio estuvieron en los rangos normales o aceptables, aportando calidad en la información tomada en campo (Telonics, Inc. 2013).

Como ejemplo en este estudio se evidenció que existe una agrupación o patrón de localizaciones y valores de abundancia productos del azar que justifican el uso de transectos lineales para capturar información en campo y la posterior anidación de ND en cada banda espectral. Al analizar a una mayor resolución espacial la distribución de las especies y sus valores de ND en donde fueron localizadas, es evidente que pueden tener patrones de distribución diferentes en sus hábitats desde el punto de vista remoto, especialmente como se evidencio para la especie *F. grisea*. Además, en cada transecto lineal no se registró autocorrelación espacial por lo tanto existe independencia de los datos de abundancia para cada especie evaluada. Sin embargo *F. grisea* tuvo correlación negativa aunque el patrón de distribución fue aleatorio. De esta manera, a partir de la caracterización de los sensores remotos, se pueden mapear las distribuciones espaciales potenciales para especies de aves, permitiendo tomar decisiones más precisas con respecto a su conservación.

La baja aleatoriedad en el análisis del patrón indica concentración de valores de abundancia en ciertas localizaciones, entendiéndose que en otros sitios el patrón de distribución de la abundancia puede cambiar. Esto se justifica con el resultado de High-Low clustering sobre todo para *M. longipes*. La distribución espacial describe las ubicaciones de los individuos en un territorio, por lo tanto, cómo se distribuyen los individuos entre sí y con el medio ambiente (Ovaskainen *et al.* 2016), por lo cual es importante este tipo de evaluaciones para aves del BST del Tolima.

Un concepto central relacionado con la distribución espacial es la dispersión de la población, que se refiere a si el espaciamiento de los individuos es más o menos agregado, o tiene una distribución efecto del azar (Ovaskainen *et al.* 2016). Como se evidencio a través del análisis de los ND, la especie *F. grisea* puede tener patrones de dispersión diferentes, aunque comparta ocasionalmente su territorio.

Sin embargo la información determinada podría cambiar debido a que en este estudio no se analizó si las poblaciones son cerradas o abiertas y tampoco se hicieron repeticiones en los transectos. Por ejemplo, en una población cerrada, el tamaño de la población varía con el tiempo porque los individuos se reproducen y mueren. En una población abierta, el tamaño de la población varía adicionalmente porque los individuos pueden entrar y salir del área.

Desde un punto de vista espacial, las poblaciones de determinada especie se encuentran distribuidas de tal modo que pueden formar parte de sistemas ecológicos muy diferentes pudiendo ejercer distintas especies el mismo papel ecológico en las comunidades o ecosistemas similares, y la misma especie diferentes papeles en distintos ecosistemas (Araujo *et al.*, 2001; Araujo *et al.*, 2003; Faith, 2003 y Lawton, 1999).

De acuerdo a Burrough y McDonnell (1998), el factor de mayor importancia que afecta la calidad de los resultados espaciales es la calidad y precisión de la información. En este caso se considera relevante la resolución de las imágenes satelitales utilizadas (7m) para clasificar las coberturas de la tierra, que permiten generar información espacial de mayor resolución obtenida para dicha región del departamento del Tolima, así como la espacialización de bosques

densos y arbustales densos y abiertos de menor extensión (25 ha) no considerados en otras investigaciones del BST. Pizano y García (2014) clasificaron un total de 29191.5 ha (170 parches) para BST del departamento del Tolima. Ahora bien, en este estudio los bosques densos y arbustales densos y abiertos sumaron una extensión de 254034.4 ha (169461 parches) con un área mínima de 0.0049 ha y un parche con extensión máxima de 5582.7 ha.

Mediante la metodología del Análisis Espacial Multicriterio propuesta, fue posible elaborar un modelo de distribución espacial para todas tres especies de aves. A continuación éstos explicaron el valor de importancia para cada variable espacial asignada por los expertos. De acuerdo a Store & Kangas (2001), es una posibilidad utilizar el conocimiento experto cuando los modelos basados en información objetiva no están disponibles. Con base en estos resultados se podrían elaborar modelos más rigurosos que permitan identificar determinantes ambientales de otras variables más complejas como la riqueza total de las especies en el BST del departamento del Tolima.

En general, los modelos desarrollados permitieron cuantificar el efecto de algunas de las principales variables ambientales que afectan la distribución de las especies. Fue evidente el valor de importancia para la variable cobertura con un 35 %, lo cual representa un valor significativamente más alto que las demás variables, siendo por lo tanto el principal predictor de la distribución de las especies.

El valor de importancia en el AMC para el criterio cobertura fue de 35% en el método directo y 39% para el método AHP, para una ponderación promedio de 35%, similar a la reportada por Franco (2011) en donde los expertos asignaron valores de 39 % y 34% respectivamente. En cuanto al criterio de pendiente del terreno, los valores fueron diferentes con lo determinado por dicho autor. En la presente investigación el método directo tuvo un valor de importancia de 61% y por método AHP de 23%; Franco (2011) determinó que los expertos asignaron valores de 33% % y 49 % respectivamente, reflejando diferencias para cada metodología con el resultado obtenido en este trabajo.

Importancia del AMC para la Conservación

Para mejorar la conservación de la biodiversidad en el BST, se requiere del establecimiento de áreas protegidas eficientes que permitan mantener poblaciones viables de la mayor cantidad posible de especies. Los criterios para definir estos sistemas son muy diversos y en ocasiones, subjetivos (Margules y Pressey, 2000; Cabeza y Moilanen, 2001). Una estrategia que podría ser utilizada, consiste en el diseño de escenarios de conservación tendientes a representar los hábitat con alto grado de conectividad estructural presentes en un territorio (Faith, 2003). Desde esta perspectiva, se asume que la diversidad de ecosistemas conectados es un indicador de los diferentes aspectos de la diversidad de especies.

Finalmente existe una gran cantidad de áreas sin datos confiables sobre su biodiversidad, siendo esta situación una justificación para el desarrollo de modelos de la distribución espacial de especies a través de AMC y consulta a expertos. En este estudio se utilizó esta aproximación como parte de la estrategia de conservación para tres especies de aves especialistas de BST reportadas.

En otros aspectos, los cambios ambientales como consecuencia de la deforestación y fragmentación del BST y su efecto sobre las aves son inevitables. Este estudio, si bien es preliminar, refleja la importancia de considerar simultáneamente, el AMC, la clasificación de las coberturas a través de sensores remotos, la importancia de caracterizar los patrones espectrales de los territorios de las especies y la configuración del BST, entendiendo además que las coberturas y territorio de las especies pueden comportarse espectralmente de manera diferente con un estudio más detallado, así como la representación de enlaces entre parches de hábitat importantes para la conectividad estructural del paisaje, para el desarrollo de estrategias de conservación de aves que utilizan dicho hábitat y más aún cuando son especialistas; aunque el aislamiento que se observa para los parches más representativos puede deberse a la presión de matriz agriculturizada en ciertos sectores o a la degradación de los suelos.

A nivel estructural del paisaje no se han evaluado especies de aves en el Tolima, lo cual representa un gran desafío, dado que ellas pueden responder de manera diferente a las variables de estructura del paisaje, dependiendo de su rango de acción, historia de vida, rol funcional, etc. (Adicott et al., 1987; Wiens, 1989; Holland et al., 2004). Por ello, las estrategias de conservación no pueden focalizarse en la mayoría de las especies, sino en aquellas que son altamente vulnerables a cambios en el paisaje o en grupos de especies que comparten similitudes en el uso de las coberturas de la tierra como *T. doliatus*, *M. longipes* y *F. grisea*. Aunque para determinada especie, será necesario considerar las posibles respuestas a posibles cambios en las variables de hábitat, fragmentación y configuración del paisaje y de atributos que requiere para su conservación.

Por otro lado, el conocimiento directo de la movilidad de una especie o su capacidad de dispersión es poco común y difícil de calcular (Paradis et al., 1998). Sin embargo caracterizar los parches de hábitat para las especies es un precedente para determinar su preferencia. Para las especies focales poco se conoce de la capacidad de movimiento, sin embargo esta falta de información limita la capacidad para comprender los procesos a nivel poblacional y cómo influyen en las respuestas de las especies a la fragmentación del hábitat y, por lo tanto, al diseño de estrategias efectivas de conservación para las especies de aves.

Aunque se reconocieron los enlaces euclidianos para la dispersión de las aves entre fragmentos que se encuentren muy distantes, estos de mayor longitud puede incidir en el éxito de las especies, traducido en altos costos para la supervivencia, debido a que si tienen que dispersarse para buscar alimentos a mayores distancias por ejemplo, los hormigueros podrían enfrentar mayores riesgos de mortalidad asociados con depredadores o por transitar por coberturas diferentes a su hábitat común que no son fuente de alimento (Sutherland et al. 2000; Bolger et al. 2008). Además de lo anterior los esfuerzos de conservación deben centrarse en las áreas señaladas por los enlaces euclidianos como prioritarias para la conectividad entre parches. Dichos espacios pueden corresponder a diferentes coberturas de la tierra, que al

cambiar su uso, se establecerían como idóneas (requerimiento de hábitat) para las especies focales. Sin embargo, este tipo de análisis de conectividad estructural en el BST pueden considerarse como criterios ecológicos importantes que pueden ser aprovechados para reintegrar la conectividad del BST altamente fragmentado (Pizano y García 2014), además proponer planes para su conservación. Un ejemplo podría ser si un mismo mosaico de parches de hábitat puede ser percibido como más o menos conexo según la distancia de dispersión de cada especie, al aumentar el tamaño de los parches al menos por su borde más cercano al parche más adyacente, disminuiría el número de enlaces (conexiones), pero los parches estarían más agrupados o el tamaño del territorio aumentaría.

9 Conclusiones

Para el Análisis Espacial Multicriterio se determinaron cinco criterios. La selección de estos criterios estuvo determinada por los requerimientos de hábitat de las especies de aves mencionados en literatura científica, y la disponibilidad de información espacial para su modelamiento.

El modelo AMC, se elaboró por los métodos directo y de Pairwise, asignando una ponderación a cada criterio de acuerdo con las calificaciones de 10 expertos en ornitología. Por ambos métodos, se demostró que los criterios presentaron diferentes porcentajes, aunque las coberturas de la tierra tuvieron valores más altos con respecto a los demás criterios. Esto se debe a la importancia que tienen los bosques densos y la vegetación de crecimiento secundaria en la distribución de las especies de aves especialistas del BST.

El método directo es más sencillo y rápido, pero no posee las herramientas para calificar la consistencia de sus ponderaciones. En metodología de AMC es importante tener en cuenta también el método de Pairwise ya que fue evidente la robustez y coherencia de las calificaciones. También fue importante evaluar la consistencia de las ponderaciones y su sensibilidad en el modelo.

Se destaca la importancia de la Geomática en la conservación de los recursos naturales y el uso de herramientas como la lógica booleana y la percepción remota, así como los Sistemas de Información Geográfica, para toma de decisiones sobre la conservación de la biodiversidad en el BST.

Se diseñó un modelo de conectividad estructural a través de enlaces euclidianos en el que por medio de análisis con herramientas SIG se determinó las posibles rutas de dispersión de tres hormigueros del BST del Tolima, involucrando las coberturas de la tierra como variables espacial más importante, sin embargo deber ser complementada con el análisis de

conectividad funcional que analiza mayores elementos del paisaje y la influencia de la matriz circundante.

Recomendaciones

El AMC y las variables espaciales que se manejaron en este estudio, así como las ponderaciones podrían no ser válidos para otras zonas y para otras especies de aves, por lo tanto se recomienda analizar los objetivos de la metodología y el comportamiento de las variables espaciales con respecto a los requerimientos de los organismos.

También se sugiere calcular previamente las distancias de dispersión de los organismos a través de telemetría para mayor exactitud. Dicha información sería útil para calcular con mayor precisión los valores de ND y la preferencia de hábitats de las aves. Así mismo es importante calcular los valores de reflectancia con espectro-radiómetro in situ para clasificar mejor el territorio de los organismos.

Finalmente, debido a que los paisajes son dinámicos en tiempo y espacio y su historia influye en los patrones de distribución de las especies de aves, en futuros estudios deberían realizarse análisis multitemporales de las coberturas de la tierra y abordarse simultáneamente las respuestas de las aves a diversas escalas espaciales. Esto permitirá establecer bases más precisas para esfuerzos de planificación y ordenamiento territorial en el que sea posible el manejo integrado de la actividad agrícola con la conservación del BST y de las especies de aves.

Bibliografía

- Adicott F., Aho J.M., Antoli M.F., Padilla D.K., Richardson J.S. and D.A. Soluk 1987. Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns. *Oikos* 49: 340-346.
- Anderson, R. P., Lew, D. y Peterson, A. T. (2003): "Evaluating predictive models of species distributions: criteria for selecting optimal models", *Ecological Modelling*, 162, pp. 211-232.
- Antongiovanni, M., Metzger, J.P., 2005. Influence of the matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122, 441-451.
- Arango, VN; Matallana, CL; Puyana, J.2003. Planeación regional para la conservación de la biodiversidad. In Arango, N. ed. Memorias V Congreso Interno Instituto Alexander Von Humboldt. Instituto Alexander von Humboldt, Bogotá, CO. 229 p.
- Ariza, A., Isaacs, P. y González-M., R. 2014. Memoria técnica para la validación del mapa de coberturas de Bosque Seco Tropical en Colombia (escala 1:100.000, 2.0v). Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt" – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá, Colombia. 62p.
- Armenteras, D., González, T. M., & Retana, J. (2013). Forest fragmentation and edge influence on fire occurrence and intensity under different management types in Amazon forests. *Biological Conservation*, 159, 73–79. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.026>
- Armenteras, Dolors. 2005. Análisis preliminar de patrones del paisaje en paisajes rurales ganaderos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 13p.
- Awade, M., and J. P. Metzger. 2008. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecology* 33:863-871.
- Barredo Cano, J. I., & Gómez Delgado, M. (2005). Sistemas de Información Geográfica y evaluación multicriterio en la ordenación del territorio.(2ªEd.) (p.2312). RA-MA.

- Beier, P., Majka, D.R., Spencer, W.D., 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology* 22, 836–851.
- Beier, P., Noss, R.F., 1998. Do habitat corridors provide connectivity. *Conserv. Biol.* 12, 1241–1252.
- Bertalanffy, Ludwig von. 1979. *Perspectivas en la Teoría General de Sistemas*, Alianza Universidad, número 203, Madrid.
- Beyer, H. 2017. *Geospatial Modeling Environment*. [www.spatialecology.com/gme](http://www spatialecology.com/gme) Copyright (c) 2009-2012 Spatial Ecology LLC.
- Bolger, D. T. Newmark, W. D. Morrison, T. A. Doak, D. F. 2008. The need for integrative approaches to understand and conserve migratory ungulates. *Ecology Letters*, 11: 63–77. DOI:10.1111/j.1461-0248.2007.01109.x
- Bonis, V. M. 2011. Decisión multicriterio booleana, probabilística y posibilística borrosa de la distribución de abies pinsapo boiss. Universidad Complutense de Madrid. Facultad de Geografía e Historia 13 p.
- Botequilha, L., J. Miller, J. Ahern, K. McGarigal. 2006. *Measuring Landscape. A Planner's Handbook*. Island Press, Washington, D.C.
- Bottero, M., Comino, E., Duriavig, M., Ferretti, V., & Pomarico, S. (2013). Land Use Policy The application of a Multicriteria Spatial Decision Support System (MCSDSS) for the assessment of biodiversity conservation in the Province of Varese (Italy). *Land Use Policy*, 30(1), 730–738. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.05.015>.
- Brown, S. & Lugo, A.E. 1994. Rehabilitation of tropical lands: A key to sustaininig development. *Restoration Ecology* 2(2):97-111.
- Buckland, S. T., Marsden, S. J., & Green, R. E. (2008). Estimating bird abundance: making methods work. *Bird Conservation International*, 18, 91–108. <https://doi.org/10.1017/S0959270908000294>
- Burgess, R.L., Sharpe, D.M. (Eds.), *Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes*. Springer, Berlin.
- Burrough P.A., McDonnell R.A., 1998, *Principles of Geographical Information Systems*. Oxford University Press.

- Bustamante, R., Serey, I., Pickett, S.T., 2003. Forest fragmentation plant regeneration and invasion processes in Central Chile. In: Bradshaw, G., Marquet, P. (Eds.), *How Landscapes Change: Human Disturbance and Ecosystem Fragmentation in the Americas*. Springer, Berlin, pp. 145–160.
- Camacho, M. A. C. 2014. Metodología para identificar frailejón (*Espeletia sp*) usando las características pictórico-morfológicas de imágenes de satélite para su patronamiento espectral. Universidad Nacional de Colombia, Maestría en Geomática, 44 p.
- Cabeza, M. y Moilanen, A. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 16: 242-248.
- Cerezo, A., Perelman, S., Robbins, C. 2010. Landscape-level impact of tropical forest loss and fragmentation on bird occurrence in eastern Guatemala. *Ecological Modelling* 221 (2010) 512–526.
- Chakhar, Salem y Vincent MOUSSEAU. 2007. An Algebra for multicriterio spatial modeling. *Journal Ecological Modelling*. 182: 25-48.
- Chetkiewics, CH.L.; C.C. St. Clair; M.S. Boyce. 2006. Corridors for conservation: Integrating pattern and process. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 37: 317-342.
- Collins RJ, Barrett GW. 1997. Effects of habitat fragmentation on meadow vole (*Microtus pennsylvanicus*) population dynamics in experiment landscape patches. *Landsc. Ecol.* 12:63–76 Debinski
- Cameron S. G, Hawthorne L. B, Colleen C (2011) Fine-scale movement decisions of tropical forest birds in a fragmented. *Ecological Applications*, 21(3) pp. 944-954.
- Castellon, T. D., and K. E. Sieving. 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology* 20:135-145.
- Chuvieco, E. (2006). *Teledetección ambiental, la observación de la tierra desde el espacio*, ED.Ariel,. Madrid-España.
- Cody, M.L., 1981. Habitat selection in birds: the roles of vegetation structure, competitors, and productivity. *Bioscience* 31, 107–113.

- Cohen, J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*. Vol. 20, No. 1, pp. 37–40.
- DeFries, R; Hansen, A; Newton, A; Hansen, M. 2005. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological Applications* 15(1):19-26.
- Desrochers, A., and S. J. Hannon. 1997. Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Conservation Biology* 11:1204-1210.
- Develey, P. F., and P. C. Stouffer. 2001. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in central Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 15:1416— 1422.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- Didham, R. K., and J. H. Lawton. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31:17–30.
- Dirzo, R., H.S. Young H.A. Mooney, y G. Ceballos. 2011. Introducción. Páginas XI-XIII en Dirzo, R., H.S. Young H.A. Mooney, y G. Ceballos, editores. *Seasonally Dry Tropical Forests*. Island Press, Washington D.C., EE.UU.
- Doak, D. F., P. C. Marino, and P. Kareiva. 1992. Spatial scale mediates the influence of habitat fragmentation on dispersal success: implications for conservation. *Theoretical Population Biology* 41:315-336.
- Donald PF, Green RE, Heath MF (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland birds populations *Proc R Soc Lond Birds Sci* 268:25-29.
- Douglas, S. B., Heath, D. D. & Mennill, D. J. 2012: Low levels of extra-pair paternity in a duetting neotropical songbird, the rufous-and-white wren. *Condor* 114,393—400.
- Eastman, J.R., 1995. Raster procedures for multi-criteria/multiobjective decisions. *Photogrammetric Eng. Remote Sensing*. 61(5): 539-547.

- Estrada, A, R. Coates-Estrada (1994), "Las selvas de Los Tuxtlas, Veracruz: ¿islas de supervivencia de la fauna silvestre?", *Ciencia y Desarrollo*, vol. XX, núm. 116, pp. 50-61.
- Etter, A. 1993. Consideraciones generales para el análisis de la cobertura vegetal. Memorias del primer taller de cobertura vegetal. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, SIG-PAFC (Sistema de Información Geográfica-Plan de Acción Forestal para Colombia). Bogotá, Colombia.
- Etter, A. 1993. Diversidad ecosistémica en Colombia hoy. Pp: 43-66. *En: Anónimo (Ed.) Nuestra diversidad biótica*. CEREC y Fundación Alejandro Ángel Escobar. 206 pp.
- Etter, A., C. A. McAlpine, y H. Possingham. 2008. Historical patterns and drivers of landscape change in Colombia since 1500: a regionalized spatial approach. *Annals of the Association of American Geographers* 98:2–23.
- Ewers, R.M., Didham, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81:117-142.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487–515.
- Faith, D.F. 2003. Environmental diversity (ED) as surrogate information for specieslevel biodiversity. *Ecography*, 26: 374-379.
- Fajardo, L., V. Gonzales, J. Nassar, P. Lacabana, C. A. Portillo, F. Carrasquel y J. P. Rodríguez. 2005. Tropical dry forests of Venezuela: Characterization and current conservation status. *Biotropica* 37: 531-546.
- Farabaugh, S. M. 1982: The ecological and social significance of duetting. In: *Acoustic Communication in Birds*, Vol. 2 (Kroodsma, D. E. & Miller, E. H., eds). Academic Press, New York, pp. 85—124.
- Farr, T. G., et al. (2007). The Shuttle Radar Topography Mission, *Rev. Geophys.*, 45, RG2004, doi:10.1029/2005RG000183. p 21- 22.
- Ferrier, S. (2002): "Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: where to from here?", *Systematic Biology*, 51, pp. 331-363.
- Ferrier, S., Guisan, A. (2006): "Spatial modelling of biodiversity at the community level", *Journal of Applied Ecology*, 43, pp. 393-404.

- Fielding, A. H. y Bell, J. F. (1997): "A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/ absence models", *Environmental Conservation*, 24, pp. 38-49.
- Foody, G. M. 2002. Status of land Cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*, 80: 185-201.
- Forman R.T.T. 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Franco, P.C. 2011. Desarrollo de un modelo basado en Análisis espacial multicriterio para La determinación de unidades de Ordenación forestal. Caso Departamento del Casanare. 6, 51 p.
- Freile, F., Parra., J.L., and Graham, C, H. 2010. Distribution and conservation of grallaria and grallaricula antpittas (grallariidae) in ecuador. *Bird Conservation International*, page 1 of 22 birdlife international 5p.
- Fortín, M. J., M. R. T. Dale y J. Hoef. 2002. En: Enciclopedy of environmetrics. El-Shaarawi, A. y W. Piegorsh. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester.
- Geneletti, D. 2008. Incorporating biodiversity assets in spatial planning: Methodological proposal and development of planning support system. *Journal Landscape and Urban Planning*. 84: 252-265.
- Gaitán G. C.,. 2013. Temporada reproductiva y densidad poblacional en tres especies de aves de la familia thamnophilidae del bosque seco tropical en el departamento del tolima. 23 p.
- Gomes, L. G. L., Oostra, V., Nijman, V., Cleef, A. M., Kappelle, M., Rica, C., & Rica, C. (2008). Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in a tropical cloud forest, 1. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.01.007>
- González, D. T. M. 2016. Movimiento de *Tapirus terrestris* en la parte media del Río Caquetá-Amazonia Colombiana. Universidad Nacional de Colombia Facultad de Ciencias, Departamento de Biología Bogotá, Colombia. 4 p
- Goodchild, M.F., Park, B.O., Steyaert, L.T., (Eds), 1996. *Enviromentals Modeling With GIS*. Oxford University Press. New York.
- Goodchild, M.F., Parks, B.O., Steyaert, L.T. (Eds.), 1996. *Environmental Modeling with GIS*. Oxford University Press, New York.

- Graham, C.H., Moritz, C., y Williams, S.E. (2006): "Habitat history improves prediction of biodiversity in a rainforest fauna", *Proceedings of the Natural Academy of Science of USA*. 103, 632-636.
- Guisan, A. y Zimmermann, N.E. (2000): "Predictive habitat distribution models in ecology", *Ecological Modelling*, 135, 147-186.
- Guisan, A., Weiss, S.B., Weiss, A.D. (1999): "GLM versus CCA: Spatial modelling of plant species distributions", *Plant Ecology*, 143, 107-122.
- Gurarie, E. Bracis, C. Delgado, M. Meckley, T. D. Kojola, I. Wagner, C. M. 2016. What is the animal doing? Tools for exploring behavioural structure in animal movements. *J Anim Ecol*, 85: 69–84. DOI:10.1111/1365-2656.12379
- Gurrutxaga, M. 2004. Conectividad Ecológica del Territorio y Conservación de la Biodiversidad-Nuevas Perspectivas en Ecología del Paisaje y Ordenación Territorial. Departamento de Agricultura y Pesca. Gobierno Vasco.
- Guth, P.L. (2006) Geomorphometry from SRTM: Comparison to NED: *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v. 72, no. 3, p 269 - 277.
- Haffer, J. 1967b. Zoogeographical notes on the "nonforest" lowland bird faunas of northwestern South America. *Hornero* 10:315–333.
- Hansson, L. Fahrig, L. Merriam, G. 1995. *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. Springer. 363 p.
- Hansson, L. Fahrig, L. Merriam, G. 1995. *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. Springer. 363 p.
- Harris RJ, Reed M (2001) Territorial movements of Black Throated Blue Warblers in a landscape fragmented by forestry. *Auk* 118:544–549.
- Hawkes, C. 2009. Linking movement behaviour, dispersal and population processes: is individual variation a key?. *Journal of Animal Ecology*, 78: 894–906.
- Hawkes, C. 2009. Linking movement behaviour, dispersal and population processes: is individual variation a key?. *Journal of Animal Ecology*, 78: 894–906. DOI: 10.1111/j.1365-2656.2009.01534.x
- Hernández-Camacho, J., A. Hurtado-Gue- rra, R. Ortiz-Quijano y T. Walshburger. 1992. Unidades biogeográficas de Colombia. Pp. 105-152. En:

- Halfter, G. (Comp.) 1992. La diversidad biológica de Iberoamérica I. Instituto de Ecología, Xalapa, México.
- Hilty, S.L. & W. H. Brown. 2001. Guía de Aves de Colombia. Princeton University Press, Princeton, NJ.
 - Hirzel, A. H., Guisan, A. (2002): "Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling", *Ecological Modelling*, 157, pp. 331-341.
 - Hctor, T.S., Carr, M.H., Zwick, P.D. 2000 Identifying a linked reserve System using a regional landscape approach: The Florida Ecological Network, *Conservation Biology* 14 (4): 984-1000.
 - Holdridge, LR. 1978. "Ecología Basada en Zonas de Vida". Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas. San José, Costa Rica. 216 p.
 - Holland J.D., Bert D.G. and L. Fahrig 2004. Determining the Spatial Scale of Species Response to Habitat. *BioScience* 54:227-233.
 - Hutio R. L. (1989). "The effect of habitat alteration on migratory land birds in a west Mexican tropical deciduous forest: a conservation perspective", *Conservation Biology*, vol. 3, no. 2, pp. 138-148.
 - IBM Corp, 2010. Released 2017. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 23.0. IBM Corp, Armonk, NY.
 - IDEAM, IGAC y CORMAGDALENA. 2007. Mapa de cobertura de la tierra Cuenca Magdalena-Cauca Metodología Corine Land Cover Adaptada para Colombia a escala 1:100.000. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Instituto Geográfico Agustín Codazzi y Corporación Autónoma Regional del Río Grande de La Magdalena. Bogotá, D. C., xx p. + 164 hojas cartográficas.
 - Idrobo, C.; E. Gallo. 2004. Movilidad de aves de sotobosque entre fragmentos de bosque sub-andino en los Andes colombianos. Programa de Investigaciones Chlorostilbon. 195-199.
 - Ims RA 1995. Movement patterns related to spatial structures. See Hansson pp. 85–109. 1995.
 - Instituto Alexander Von Humboldt. 1998. El Bosque Seco Tropical en Colombia. En: M.Chávez y N. Arango (eds). *Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad de Colombia*, 1997. Ministerio del Medio Ambiente - Naciones Unidas, Bogotá.

- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). Modelos digitales de elevación escala 1:50,000. Nota Técnica Núm. 1. <http://mapserver.inegi.gob.mx/geograf%C3%ADa/espanol/normatividad/mde/mosaicos/mosaicos.cfm?c=199>. (consultado el 13 de mayo de 2005).
- Isaacs, C. P. 2011. Modelo de conectividad espacial empleando sistemas de información geográfica, calidad de hábitat y distribución caso tapir de montaña (*tapirus pinchaque*) en el eje cafetero colombiano. Facultad de agronomía, Programa de maestría en Geomática, Bogotá, Colombia. 21 p.
- Jankowski, E.J., Rabenold, K.N. 2007. Endemism and local rarity in birds of neotropical montane rainforest. *Biological Conservation* 138-453 –463.
- Janzen, D. H. 1988. Tropical dry forest: the most endangered major tropical ecosystem. Pp: 130-137. *En*: Wilson E. O. (ed.). *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D. C.
- Jarvis, A. et al. (2004). Practical use of SRBM data in the tropics - Comparisons with digital elevation models generated from cartographic data. Working Document no. 198, 32 pp. CIAT, Cali, Colombia.
- Kadoya T (2009) Assessing functional connectivity using empirical data. *Popul Ecol* 51:5–15.
- Kattan, G. y C. Murcia. 2003. A review and synthesis of conceptual frameworks for the study of forest fragmentation. *En*: Bradshaw, G.A., P.A. Marquet y & H.A. Mooney (Eds.). *How landscapes change: human disturbance and ecosystem disruption in the Americas*. Springer-Verlag, Berlín, USA. pp. 183-200.
- Koloff, J. & Mennill, D. J. 2011b: Barred Antshrike (*Thamnophilus doliatus*), Neotropical Birds Online. Schullenberg, T. S. (ed.). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY. http://neotropical.birds.cornell.edu/portal/species/overview?P_p_spp=367746. Accessed 7 Dec. 2012.
- Koloff, J., & Mennill, D. J. (2013). The Responses of Duetting Antbirds to Stereo Duet Playback Provide Support for the Joint Territory Defence Hypothesis. *Ethology*, 119(6), 462–471. doi:10.1111/eth.12084.
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). Measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33, 159–174.

- Levin, S. A. 1974. Dispersion and population interactions. *American Naturalist* 108:207-228.
- Lillesand, T.M., Kiefer, R.W., 1994. *Remote Sensing and Image Interpretation*. John Wiley & Sons. New York.
- Lima, S. L., and L. M. Dill. 1990. Behavioural decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* 68:619-640.
- Lindenmayer, D. B., and H. P. Possingham. 1996. Modelling the inter-relationship between habitat patchiness, dispersal capability and metapopulation persistence of the endangered species, Leadbeater's possum, in South-eastern Australia. *Landscape Ecology* 11:79-105.
- Lizcano, D. J. & Cavelier, J. 2000 a. Activity Patterns of Mountain Tapir (*Tapirus pinchaque*) in the Central Andes of Colombia. *Journal of Zoology* 252: 429-435. 47.
- Losada-P., Finegan, B., DeClerck F., Casanoves, F., Dunning J. 2014. Home-range size of chestnut-backed antbird (*Myrmeciza exsul*) in fragmented landscapes in southwestern Costa Rica. *Ornitologia Neotropical* 25: 1–11, 2014.
- Losada-Prado, S. y Y.G. Molina-Martínez. 2011. Avifauna del Bosque Seco Tropical en el Departamento del Tolima (Colombia): Análisis de la comunidad. *Caldasia* 33(1):271-294.
- Lawler, J.J., White, D., Neilson, R.P. y Blaustein, A.R. (2006): "Predicting climate-induced range shifts: model differences and model reliability", *Global Change Biology*, 12, pp. 1568-1584.
- Martínez. A, Finegan B, DeClerck F, Sáenz J, Casanoves F, Velázquez S. 2011. Movimientos de *Thryothorus rufalbus* (aves: Troglodytidae) y conectividad funcional en el paisaje fragmentado de Matiguás, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* N° 48. 2 p.
- McHarg, I., 1969. *Design with Nature*. Garden City: Natural History Press, New York, p197.
- Metzger, J.P., De´camps, H., 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Ecologica* 18, 1– 12.

- MacArthur, R. H., and E. O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Malczewski, J. y Jackson, M. 2000. Multicriteria spatial allocation of educational resources: an overview. *Journal Socio-Economic Planning Sciences*. 34: 219 - 235.
- Manel, S., Dias. J.M. y Ormerod, S.J., (1999): "Comparing discriminant analysis, neural networks and logistic regression for predicting species' distributions: a case study with Himalayan river bird", *Ecological Modelling*, 120, pp. 337-347.
- Margules, C. y Pressey, R. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243-253.
- Margules, CR; Pressey, RL. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- McGarigal, K., S. A. Cushman, M. C. Neel & E. Ene. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html
- McRae, B.H. and D.M. Kavanagh. 2011. Linkage Mapper Connectivity Analysis Software. The Nature Conservancy, Seattle WA. Available at: <http://www.circuitscape.org/linkagemapper>.
- Miles, L., A. C. Newton, R. S. De Fries, C. Ravilious, I. May, S. Blyth, V. Kapos y J. E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33 (3): 491-505.
- Moilanen, A., A. T. Smith, and I. Hanski. 1998. Long-term dynamics in a metapopulation of the American pika. *American Naturalist* 152:530-542.
- Moilanen, A., Nieminen, M., Ecology, S., & Apr, N. (2002). Simple Connectivity Measures in Spatial Ecology, 83(4), 1131–1145.
- Mooney, H.A., S.H., Bullock, y E. Medina. 1995. Introduction. Páginas 1–8 en S.H. Bullock, H.A. Mooney, y E. Medina, editores. *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.

- Moore, R.P., Robinson, W.D., Lovette, I.J., Robinson, T.R., 2008. Experimental evidence for extreme dispersal limitation in tropical forest birds. *Ecol. Lett.* 11, p7.
- Morales, JM; Ellner, SP. 2002. Scaling up animal movements in heterogeneous landscapes: the importance of behavior. *Ecology* 83(8):2240-2247.
- Morrison, SA; Boyce, WM. 2008. Conserving connectivity: some lessons from mountain lions in Southern California. *Conservation Biology* 23(2):275-285.
- Murphy, P.G., y Lugo, A.E. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 67–88.
- Murrieta A, E. 2005. Caracterización de cobertura vegetal y propuesta de una red de conectividad ecológica en el Corredor Biológico Volcánica Central –Talamanca, Costa Rica. Tesis Mag..Sc. CATIE, Turrialba, CR. 114 p.
- NatureServe and IUCN (International Union for Conservation of Nature) 2007. *Thamnophilus doliatus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* . Version 2014.1 <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 10 agosto 2017.
- NatureServe and IUCN (International Union for Conservation of Nature) 2007. *Myrmeciza longipes*. *The IUCN Red List of Threatened Species* . Version 2014.1 <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 10 agosto 2017.
- NatureServe and IUCN (International Union for Conservation of Nature) 2007. *Formicivora grisea* . *The IUCN Red List of Threatened Species* . Version 2014.1 <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 10 agosto 2017.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.
- Ottaviani, D., Lasinio, G.J. y Boitani, L. (2004): “Two statistical methods to validate habitat suitability models using presence-only data”, *Ecological Modelling*, 179, pp. 417-443.
- Ovaskainen O., De Knecht H., Delgado, M. 2016. *Quantitative Ecology and Evolutionary Biology (Integrating Models with Data)*. 68 p.
- Pacheco, J. y E. Contreras. Manual metodológico de evaluación multicriterio para programas y proyectos. 2008. Instituto Latinoamericano y del Caribe de Planificación Económica y Social. Santiago de Chile. 111 p.

- Paradis, E., Baillie, S.R., Sutherland, W.J. & Gregory, R.D. (1998). Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *J. Anim. Ecol.*, 67, 518–536.
- Peterson, A. T. (2001) Predicting species geographic distributions based on ecological niche modeling. *Condor* 103: 599–605.
- Pickett, S., & N. THOMPSON. 1978. Patch dynamics and the size of nature reserves. *Biological Conservation*, 13: 27-37.
- Pizano, C y H, Garcia 2014. El Bosque Seco Tropical en Colombia. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D., Colombia. 241p.
- Poiani, KA; Richter, BD; Anderson, MG; Ritchter, HE. 2000. Biodiversity Conservation at Multiple Spatial Scales: Functional Sites, Landscapes and Networks. *Bioscience* 50 (2):133-146.
- Posada, E. 2012. Manual de prácticas de percepción remota con el programa ERDAS IMAGINE 2011. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. 101 p.
- Posada, Elena. Prácticas de PDI con ERDAS. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Bogotá. Notas de Clase. 2006
- Prugh, L.R. Hodges, K.E., Sinclair, A.R.E., Brashares, J.S. 2008. Effect of habitat area and isolation on animal fragmented populations. *Proceeding of the National Academic of Science USA* 105:20770-20775.
- Ramos Bendaña, ZS; Finegan, B. 2006. Red ecológica de conectividad potencial. Estrategia para el manejo del paisaje en el Corredor Biológico San Juan – La Selva. *Recursos Naturales y Ambiente* no. 49. *En prensa*.
- Reddy, C. S., Sreelekshmi, S., Jha, C. S., & Dadhwal, V. K. (2013). National assessment of forest fragmentation in India: Landscape indices as measures of the effects of fragmentation and forest cover change. *Ecological Engineering*, 60, 453–464. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.064>
- Renjifo, L.M., A. M. Franco-Maya, J. D. Amaya-Espinel, G. H. Kattan y B. López-Lanús (eds.). 2002. Libro rojo de aves de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt y Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, Colombia. 29 p.

- Restall, R.; Rodner, C. & Lentino, M., 2006.- Birds of Northern South America. An Identification Guide. London: Christopher Helm. 880p.
- Richard D. Gregory, David W. Gibbons, and Paul F. Donald. 2004. Bird census and survey techniques. Oxford Scholarship Online.
- Robbins, C. S., D. K. Dawson y B. A. Doweli (1989), Habitat area requirements of breeding forest birds of the middle atlantic states, Wildl. Monogr 103
- Rodriguez, A., H. Andren, and G. Jansson. 2001. Habitat mediated predation risk and decision making of small birds at forest edges. *Oikos* 95:383-396
- Romano, G., Dal Sasso, P., Trisorio Liuzzi, G., & Gentile, F. (2015). Multi-criteria decision analysis for land suitability mapping in a rural area of Southern Italy. *Land Use Policy*, 48, 131–143. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.013>.
- Ruiz Linares, J. y M. C. Fandiño Orozco. 2009. Estado del Bosque Seco Tropical e importancia relativa de su flora leñosa, islas de la Vieja Providencia y Santa Catalina, Colombia, Caribe suroccidental. *Revista Academia Colombiana de Ciencias* 33(126): 5-15 pp.
- Saura, S. Torné, J. 2009. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24 (2009) 135–139. DOI:10.1016/j.envsoft.2008.05.005.
- Schumaker, N. H. 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77:1210-1225.
- Segurado, P. y Araújo, M.B. (2004): "An evaluation of methods for modelling species distributions", *Journal of Biogeography*, 31, pp. 1555-1568.
- Seoane J., Bustamante J., Ricardo Díaz R. 2003. Competing roles for landscape, vegetation, topography and climate in predictive models of bird distribution. *Department of Applied Biology, Estación Biológica de Doñana, CSIC, Avda. María Luisa s/n, 41013 Seville, Spain. 2 p.*
- Sibson, R. (1981). "A brief description of natural neighbor interpolation (Chapter 2)". In V. Barnett. *Interpreting Multivariate Data*. Chichester: John Wiley. pp. 21–36.
- Stevens, V; Polus, E; Wesselingh, R; Schtickzelle, N; Baguette, M. 2004. Quantifying functional connectivity: experimental evidence for patch-specific

resistance in the Natterjack toad (*Bufo calamita*). *Landscape Ecology* 19:829-842.

- Stiles, F.G. 1998. Aves endémicas de Colombia. Pp 378-385, 428-432. En: Informe Nacional Sobre el Estado de la Biodiversidad en Colombia (Vol. I) M.E. Cháves y N.Arango (Eds.). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, PNUMA, Ministerio de Medio Ambiente. Bogotá.
- Stouffer, P.C., Bierregaard, R.O., 1995. Use of Amazon forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76, 2429–2445.
- Stratford, J. A., and W. D. Robinson. 2005. Gulliver travels to the fragmented tropics: geographic variation in mechanisms of avian extinction. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:85-92.
- Sumathi, V.R., Natesan, U., Chinmoy, S., 2008. GIS-based approach for optimized siting of municipal solid waste landfill. *Waste Manage.*, 2146–2160, 30.
- Sutherland, G.D., Harestad, A.S., Price, K., Lertzman, K.P., 2000. Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals. *Conserv. Ecol.* 4, <http://www.consecol.org/vol4/iss1/art16>.
- Theobald, D.M. 2006. Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. Pages 416–443 in K. R. Crooks and M. A. Sanjayan, editors. *Connectivity conservation: maintaining connections for nature*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Tischendorf, L. & L. Faring. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7 – 19.
- Wilcox, B.A., 1980. Insular ecology and conservation. In: Soule, M.E., Wilcox, B.A. (Eds.), *Conservation Biology: An Evolutionary Ecological Perspective*. Sinauer Association Incorporated, Massachusetts.
- Storch, D., Konvicka, M., Benes, J., Martinková, J., y Gaston, K. J. 2003. Distribution patterns in butterflies and birds of the Czech Republic: Separating effects of habitat and geographic position. *Journal of Biogeography*, 30, 1195–1205.
- Store, R., & Jokimäki, J. (2003). A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modeling, 169, 1–15. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00203-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00203-5).

- Store, R., & Kangas, J. (2001). Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. *Landscape and Urban Planning*, 55, 79–93.
- Stotz, D.F., J.W. Fitzpatrick, T.A.P. III, y D.K. Moskovitz. 1996. *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EE.UU.
- St. Clair, C. C., M. Belisle, A. Desrochers, and S. Hannon. 1998. Winter responses of forest birds to habitat corridors and gaps. *Conservation Ecology* 2(2): 13. (<http://www.ecologyandsociety.org/vol2/iss2/art13/>)
- Stratford, J. A., and W. D. Robinson. 2005. Gulliver travels to the fragmented tropics: geographic variation in mechanisms of avian extinction. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:85-92.
- Steffan-Dewenter, I., Tschardt, T. 2002. Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands – a mini review. *Biological Conservation* 104:275-284.
- Salitchev, K. 1979. Procedimiento para el levantamiento y cartografía de las unidades superiores de los paisajes a escalas 1:50,000–1:250,000 <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/633/procedimiento.pdf>
- Stutchbury, B. J. M., B. E. Woolfenden, B. C. Fedy, & E. S. Morton. 2005. Nonbreeding territorial behavior of two congeneric antbirds, Chesnut-backed Antbird (*Myrmeciza exsul*) and White-bellied Antbird (*M. longipes*). *Ornitol. Neotrop.* 16: 397–404.
- Turner, M.G. 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology*. 4(1): 21-30.
- Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein, and G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571-572.
- Taylor, P.D.; FAHRIG, L. & WITH, K. Landscape connectivity: A return to basics. In: CROOKS, K.R. & SANJAYAN, M. (editors). *Connectivity Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press, 2006, p. 29-43.
- Tellería, J.L., Pérez-Tris, J., Carbonell, R., 2001a. Seasonal changes in abundance and flight-related morphology reveal different migration patterns in Iberian forest passerines. *Ardeola* 48, 27–46.

- Tellería, J.L., Pérez-Tris, J., Ramírez, A., Fernández-Juricic, E., Carbonell, R., 2001b. Distribution of Robins (*Erithacus rubecula*) in wintering grounds: effects of conspecific density, migratory status and age. *Ardea* 89, 363–373.
- Trimble. (2012). *www.trimble.com*. Recuperado el 03 de 8 de 2012, de *www.trimble.com*: http://trl.trimble.com/docushare/dsweb/Get/Document-441257/JunoSeries_UserGuide_v1_RevD_ESP.pdf
- Turcotte, Y., and A. Desrochers. 2003. Landscape-dependent response to predation risk by forest birds. *Oikos* 100:614 618.
- Urbina, n., navas, c., gómez, m., llano, j., medina, g. and blanco, a. (2014). determinantes de la distribución de los anfibios en el bosque seco tropical de colombia: herramientas para su conservación. in: c. pizano and h. garcía, ed., *el bosque seco tropical en colombia*. bogotá, p.179.
- Valdés. 2011. Modelos de paisaje y análisis de fragmentación: de la biogeografía de islas a la aproximación de paisaje continuo. Asociación española de la Ecología Terrestre. *Ecosistemas* 20 (2): 11-20. Mayo 2011.
- Vitoriano B. 2007. Teoría de la Decisión: Decisión con Incertidumbre, Decisión Multicriterio y Teoría de Juegos. Universidad complutense de Madrid.
- Voogd. 1990. Multicriteria evaluation in physical planning. North Holland Publ., Amsterdam.
- Werneck, F. P., G. C. Costa, G. R. Colli, D. E. Prado, y J. W. Sites. 2011. Revisiting the historical distribution of seasonally dry tropical forests: new insights based on palaeodistribution modelling and palynological evidence. *Global Ecology and Biogeography* 20:272–288.
- Wiens J.A. 1989. Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397.
- Weng, Q. (2009). *Remote Sensing and GIS Integration: Theories, Methods, and Applications*. New York: McGraw-Hil.
- Yosef, R. 1993. Influence of observation posts on territory size of Northern Shrikes. *Wilson Bull.* 105: 180–183.
- Yu, Q., Gong, P., Clinton, N., Biging, G., Kelly, M. Y Schirokeauer, D. 2006. Object-based detailed vegetation classification with airborne high spatial

resolution remote sensing imagery. *Photogrammetric Engineering y Remote Sensing*, 72: 799-811.

- Zaniewski, A.E., Lehmann, A., Overton, J.McC. (2002): "Predicting species spatial distributions using presence only data: a case study of native New Zealand ferns", *Ecological Modelling*, 157, pp. 261-280.
- Zimmer, K. J., & M. L. Isler. 2016. Family *Thamnophilidae* (Typical Antbirds). Pp. 448–681 in Del Hoyo, J., A. Elliott, & D. A. Christie (eds). *Handbook of the birds of the world*, Vol. 8, Lynx Edicions, Barcelona, Spain.

Anexos

Anexo A. Tabla de localización y abundancia de individuos

N° de registro	Abundancia/especie			Coordenadas	
	T. doliatus	M longipes	F. grisea	X	Y
1	1	0	1	907168,766	991502,63
2	0	1	0	906976,959	991588,57
3	0	0	1	906524,890	991743,07
4	2	0	1	906754,905	992127,93
5	2	2	0	907235,002	992031,65
6	2	1	0	899161,343	993293,58
7	3	0	0	898912,000	993110,24
8	0	2	0	883672,619	953945,79
9	3	0	0	883986,031	953826,58
10	0	1	0	883990,675	953983,29
11	1	1	0	884171,201	954137,70
12	2	1	0	884659,994	954881,82
13	2	1	0	884692,061	955031,99
14	0	1	0	884862,583	955143,31
15	0	2	0	905126,295	996134,77
16	0	1	0	905254,527	996296,21
17	2	0	0	905572,067	996557,90
18	4	2	0	905420,994	996444,26
19	0	0	2	905549,646	996223,40
20	0	0	1	908712,210	995699,92
21	0	0	2	908633,223	995572,96
22	1	0	0	908580,197	995167,51
23	2	2	0	908684,006	995158,91
24	3	3	2	908877,261	995261,72
25	2	2	0	909030,106	995435,82
26	1	1	0	895518,850	978569,38
27	0	1	0	895616,639	978630,81
28	2	2	2	895779,285	978731,83
29	1	2	0	895034,789	978376,42
30	0	2	1	916606,358	1015539,30
31	0	1	0	916869,898	1015163,30
32	0	2	0	916929,777	1014854,44
33	0	2	0	917202,214	1014817,86
34	0	1	0	917477,129	1014826,95
35	0	3	0	922550,182	1021128,25
36	0	1	0	922700,253	1021419,52
37	0	1	2	922714,412	1021493,39

38	2	1	0	924091,248	1033838,16
39	0	1	0	901835,852	978710,98
40	2	0	2	901757,385	978611,81
41	0	2	0	901647,137	978415,19
42	0	2	0	901714,398	978448,19
43	2	0	0	901219,237	978153,08
44	0	0	2	885686,993	913731,96
45	2	0	0	885977,133	913603,24
46	1	0	0	883573,002	910589,71
47	1	0	0	887606,796	913768,47
48	0	0	2	886772,954	914251,97
49	2	0	0	887450,229	890321,57
50	2	0	0	887112,423	889933,34
51	0	0	1	887316,051	890098,64
52	1	0	0	894687,347	951214,63
53	0	1	0	894814,500	951200,90
54	1	2	0	894988,797	951123,07
55	0	2	0	895176,270	951074,29
56	1	0	0	895287,023	951100,64
57	0	2	0	895370,345	951015,88
58	1	0	0	916440,166	940932,60
59	3	1	0	915056,750	954280,81
60	1	0	0	915275,666	954353,12
61	2	0	0	915521,432	954382,10
62	2	0	0	915564,855	954485,10
63	2	1	0	887652,830	949079,74

Anexo B. Encuesta para Expertos.

Análisis Espacial Multicriterio para el estudio de la distribución y movimientos de aves del Bosque Seco Tropical (BST) del Tolima

Objetivo general: Uso de una metodología basada en Análisis Espacial Multicriterio para el diseño de la conectividad estructural de aves en el paisaje fragmentado del departamento del Tolima

Estimado colega, Cordial Saludo

Lo he contactado porque estoy ejecutando una encuesta con expertos en ornitología para determinar la idoneidad de algunas variables espaciales relacionadas con requerimientos de hábitat de especies de aves especialistas del Bosque Seco Tropical.

Las especies objeto de estudio son: *Thamnophilus doliatus*, *Mirmeciza longipes* y *Formicivora grisea*. Estos hormigueros son sin excepción diurnos. Por lo general se posan en los árboles o arbustos (coberturas de la tierra) y no utilizan nidos como dormitorio o agujeros para refugiarse durante el día o la noche (Zimmer, K. & Isler, M.L., 2016). Son típicos de tierras bajas como el alto valle del Magdalena, áreas húmedas y semi-húmedas, en bosques de América Central y América del Sur, siendo poco homogéneas, y de hecho representan un mosaico de diferentes tipos de bosques secundarios, borde de bosques densos y matorrales. Dichos organismos utilizan éstos recursos de manera constante y se convierte en un requerimiento de hábitat importante para su movilidad, reproducción y alimentación (Zimmer, K. & Isler, M.L., 2016).

Como es de su conocimiento, poco se conoce sobre la movilidad de las especies dependientes del bosque dentro de paisajes intervenidos como el BST (Stevens et al. 2004), o bien, sus requerimientos en términos de áreas para el establecimiento de territorios o ámbitos de hogar. Dichos territorios han sufrido la destrucción y fragmentación de hábitats, la contaminación y la cacería lo cual han llevado a un creciente número de especies a una situación precaria (Rengifo et al 2002).

Aunque existen estudios donde se demuestra que el movimiento de las aves responde a muchos aspectos como la cobertura del suelo, temperatura y precipitación, éstas rutas son también a través de los bosques tropicales fragmentados, y que las respuestas difieren entre individuos, así como entre las especies (Cameron et al. 2011). Sin embargo se debe tener en cuenta las variables climáticas y espaciales (ej: topografía y altitud), ya que estas variables también condicionan la presencia de especies de aves, así como la calidad de los fragmentos en los que dichos organismos se pueden mover.

De otra manera las aves típicas de bosques tropicales, son consideradas particularmente sensibles a los efectos de la fragmentación del hábitat (Harris and Reed 2002, Stratford and Robinson 2005), siendo importante evaluar la calidad de los parches a través de índices del paisaje. Asignara

Por esta razón solicito, muy amablemente, comparta su conocimiento y experiencia respondiendo la siguiente encuesta. A partir de dicha información se generaran los insumos base requeridos para identificar los posibles lugares más idóneos para el estudio de los movimientos de estas aves típicas del bosque seco tropical del departamento del Tolima y su conectividad estructural.

A continuación encuentra una tabla con las covariables seleccionadas de acuerdo a la información espacial disponible para el área de estudio.

Los pesos de CADA covariable serán ponderados en una escala porcentual (0% a 100%) teniendo en cuenta su grado de importancia. Es decir, a la(s) variable(s) que usted considere más importante(s) le asignara un mayor porcentaje. La suma de los pesos deberá sumar 100%. Usted tiene la posibilidad de evaluar dos o más variables con el mismo peso e incluir los comentarios que considere pertinentes para el buen desarrollo de este proyecto.

Variable	Peso (%)	Comentario
Cobertura vegetal		
Pendiente de terreno		
Altitud		
Temperatura		
Precipitación		
Fragmentación		

Por otra parte, hemos asignado una serie de CATEGORÍAS a unas covariables. En este caso usted asignara valores nominales en una escala de cero (0) a tres (3) teniendo en cuenta el siguiente criterio:

Criterio valor de la categoría = limita el movimiento de individuos entre los parches de hábitat disponibles			
No limita	Baja	Moderada	Alta
0	1	2	3

En este caso dos o más categorías pueden tener el mismo valor nominal.

Evaluación nominal de la importancia de las CATEGORIAS establecidas para CADA covariable.

Análisis Espacial Multicriterio para el estudio de la distribución y conectividad estructural de aves del Bosque Seco Tropical (BST) del Tolima

Cobertura vegetal	Valor	Comentario	
Arbustales densos y abiertos / Vegetación de crecimiento secundaria			
Bosque denso/Bosque de galería y ripario/Bosque abierto.			

Pendiente del Terreno	Valor	Comentarios	Explicación
Ligeramente plano			
Ligeramente inclinado			
Moderadamente inclinado			
Escarpado			

Fragmentación	Valor	Comentarios	Explicación
Tamaño de los fragmentos			
Borde de los fragmentos			
Forma de los fragmentos			

Anexo C. Ponderación de criterios por el método de posición (método directo)

	Cobertura	Pendiente	P_prom_anual	T_Prom_anual	Altitud	Fragmentación	total		Método directo
Experto 1	25	5	10	10	25	25	100		
Experto 2	30	0	10	30	15	15	100	0,305	30,5
Experto 3	60	5	5	10	5	15	100	0,061	6,1
Experto 4	10	10	20	20	30	10	100	0,125	12,5
Experto 5	20	10	10	20	20	20	100	0,144	14,4
Experto 6	30	10	10	15	10	25	100	0,145	14,5
Experto 7	30	10	5	5	20	30	100	0,22	22
Experto 8	30	1	20	19	10	20	100		100
Experto 9	50	5	5	5	5	30	100		
Experto 10	20	5	30	10	5	30	100		
	305	61	125	144	145	220	1000		

Anexo D. Ponderación de criterios por el método AHP

Experto 1

	Cobertura	Pendiente	P_prom_anual	T_Prom_anual	Altitud	Fragmentación
Cobertura	1,0	7,0	3,0	3,0	1,0	1,0
Pendiente	0,1	1,0	3,0	3,0	5,0	5,0
P_prom_anual	0,3	0,3	1,0	1,0	7,0	7,0
T_Prom_anual	0,3	0,3	1,0	1,0	7,0	7,0
Altitud	1,0	0,2	0,1	0,1	1,0	1,0
Fragmentación	0,3	0,2	0,1	0,1	1,0	1,0
Sumatoria	3,1	9,1	8,3	8,3	22,0	22,0

Matriz normalizada

							Promedio	N-max		Razon de consistencia
Cobertura	0,32	0,77	0,36	0,36	0,05	0,05	0,32	5,08	RC=IC/IA	1,35649608
Pendiente	0,05	0,11	0,36	0,36	0,23	0,23	0,22	3,81	IC=Nmax-n/n-1	1,79057482
P_prom_anual	0,11	0,04	0,12	0,12	0,32	0,32	0,17	2,83	IA=1,98(n-2)/n	1,32
T_Prom_anual	0,11	0,04	0,12	0,12	0,32	0,32	0,17	2,83		
Altitud	0,32	0,02	0,02	0,02	0,05	0,05	0,08	0,27		
Fragmentación	0,11	0,02	0,02	0,02	0,05	0,05	0,04	0,12		
Sumatoria								14,95		

Experto 2

	Cobertura	Pendiente	P_prom_anual	T_Prom_anual	Altitud	Fragmentación
Cobertura	1,0	9,0	7,0	1,0	3,0	3,0
Pendiente	0,1	1,0	9,0	9,0	9,0	9,0
P_prom_anual	0,1	0,1	1,0	3,0	3,0	3,0
T_Prom_anual	1,0	0,1	1,0	1,0	3,0	3,0
Altitud	0,3	0,1	0,3	0,3	1,0	1,0
Fragmentación	1,0	0,1	0,3	0,3	1,0	1,0
	3,6	10,4	18,7	14,7	20,0	20,0

Matriz normalizada

							Promedio	N-max		Razon de consistencia	
Cobertura	0,32	0,99	0,84	0,12	0,14	0,14	0,42	10,20		RC=IC/IA	4,05043917
Pendiente	0,04	0,11	1,09	1,09	0,41	0,41	0,52	19,40		IC=Nmax-n/n-1	5,3465797
P_prom_anual	0,05	0,01	0,12	0,36	0,14	0,14	0,14	1,39		IA=1,98(n-2)/n	1,32
T_Prom_anual	0,32	0,01	0,12	0,12	0,14	0,14	0,14	1,28			
Altitud	0,11	0,01	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,15			
Fragmentación	0,32	0,01	0,04	0,04	0,05	0,05	0,08	0,32			
								32,73			

Experto 3

	Cobertura	Pendiente	P_prom_anual	T_Prom_anual	Altitud	Fragmentación
Cobertura	1,0	7,0	5,0	7,0	7,0	7,0
Pendiente	0,1	1,0	1,0	3,0	1,0	5,0
P_prom_anual	0,2	1,0	1,0	3,0	1,0	7,0
T_Prom_anual	0,1	0,3	1,0	1,0	3,0	3,0
Altitud	0,1	1,0	1,0	0,3	1,0	5,0
Fragmentación	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2	1,0
	1,8	10,5	9,1	14,7	13,2	28,0

Matriz normalizada

							Promedio	N-max		Razon de consistencia	
Cobertura	0,32	0,77	0,60	0,84	0,32	0,32	0,53	17,99		RC=IC/IA	2,67628426
Pendiente	0,05	0,11	0,12	0,36	0,05	0,23	0,15	1,69		IC=Nmax-n/n-1	3,53269523
P_prom_anual	0,06	0,11	0,12	0,36	0,05	0,32	0,17	2,24		IA=1,98(n-2)/n	1,32
T_Prom_anual	0,05	0,04	0,12	0,12	0,14	0,14	0,10	0,84			
Altitud	0,05	0,11	0,12	0,04	0,05	0,23	0,10	0,83			
Fragmentación	0,05	0,02	0,02	0,04	0,01	0,05	0,03	0,06			
								23,66			

Experto 4

	Cobertura	Pendiente	P_prom_anual	T_Prom_anual	Altitud	Fragmentación
Cobertura	1,0	1,0	3,0	3,0	5,0	1,0
Pendiente	1,0	1,0	3,0	3,0	5,0	1,0
P_prom_anual	0,3	0,3	1,0	1,0	5,0	3,0
T_Prom_anual	0,3	0,3	1,0	1,0	3,0	3,0
Altitud	0,2	0,2	0,2	0,3	1,0	5,0
Fragmentación	0,3	1,0	0,3	0,3	0,2	1,0
	3,2	3,9	8,5	8,7	19,2	14,0

Matriz normalizada

							Promedio	N-max		Razon de consistencia	
Cobertura	0,32	0,11	0,36	0,36	0,23	0,05	0,24	3,33		RC=IC/IA	0,54635429
Pendiente	0,32	0,11	0,36	0,36	0,23	0,05	0,24	3,33		IC=Nmax-n/n-1	0,72118766
P_prom_anual	0,11	0,04	0,12	0,12	0,23	0,14	0,12	1,33		IA=1,98(n-2)/n	1,32
T_Prom_anual	0,11	0,04	0,12	0,12	0,14	0,14	0,11	0,95			
Altitud	0,06	0,02	0,02	0,04	0,05	0,23	0,07	0,49			
Fragmentación	0,11	0,11	0,04	0,04	0,01	0,05	0,06	0,19			
								9,61			

Experto 5

	Cobertura	Pendiente	P_prom_anual	T_Prom_anual	Altitud	Fragmentación
Cobertura	1,0	1,0	1,0	3,0	3,0	3,0
Pendiente	1,0	1,0	1,0	3,0	3,0	3,0
P_prom_anual	1,0	1,0	1,0	3,0	3,0	3,0
T_Prom_anual	0,3	0,3	1,0	1,0	1,0	1,0
Altitud	0,3	0,3	0,3	1,0	1,0	1,0
Fragmentación	0,3	0,3	0,3	1,0	1,0	1,0
	4,0	4,0	4,7	12,0	12,0	12,0

Matriz normalizada

							Promedio	N-max		Razon de consistencia	
Cobertura	0,32	0,11	0,12	0,36	0,14	0,14	0,20	2,37		RC=IC/IA	0,30295593
Pendiente	0,32	0,11	0,12	0,36	0,14	0,14	0,20	2,37		IC=Nmax-n/n-1	0,39990182
P_prom_anual	0,32	0,11	0,12	0,36	0,14	0,14	0,20	2,37		IA=1,98(n-2)/n	1,32
T_Prom_anual	0,11	0,04	0,12	0,12	0,05	0,05	0,08	0,37			
Altitud	0,11	0,04	0,04	0,12	0,05	0,05	0,07	0,26			
Fragmentación	0,11	0,04	0,04	0,12	0,05	0,05	0,07	0,26			
								8,00			

Experto 6

	Cobertura	Pendiente	P_prom_anual	T_Prom_anual	Altitud	Fragmentación
Cobertura	1,0	7,0	7,0	7,0	7,0	3,0
Pendiente	0,1	1,0	1,0	3,0	1,0	5,0
P_prom_anual	0,1	1,0	1,0	3,0	1,0	5,0
T_Prom_anual	0,1	0,3	1,0	1,0	3,0	5,0
Altitud	0,1	1,0	1,0	0,3	1,0	5,0
Fragmentación	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	1,0
	1,7	10,5	11,2	14,5	13,2	24,0

Matriz normalizada

							Promedio	N-max		Razon de consistencia	
Cobertura	0,32	0,77	0,84	0,84	0,32	0,14	0,54	17,25		RC=IC/IA	2,53373742
Pendiente	0,05	0,11	0,12	0,36	0,05	0,23	0,15	1,69		IC=Nmax-n/n-1	3,34453339
P_prom_anual	0,05	0,11	0,12	0,36	0,05	0,23	0,15	1,69		IA=1,98(n-2)/n	1,32
T_Prom_anual	0,05	0,04	0,12	0,12	0,14	0,23	0,11	1,20			
Altitud	0,05	0,11	0,12	0,04	0,05	0,23	0,10	0,83			
Fragmentación	0,05	0,02	0,02	0,02	0,01	0,05	0,03	0,06			
								22,72			

Experto 7

	Cobertura	Pendiente	P_prom_anual	T_Prom_anual	Altitud	Fragmentación
Cobertura	1,0	7,0	7,0	7,0	5,0	1,0
Pendiente	0,1	1,0	3,0	3,0	5,0	1,0
P_prom_anual	0,1	0,3	1,0	1,0	7,0	7,0
T_Prom_anual	0,1	0,3	1,0	1,0	7,0	3,0
Altitud	0,2	0,2	0,1	0,1	1,0	3,0
Fragmentación	0,1	1,0	0,1	0,3	0,3	1,0
	1,8	9,9	12,3	12,5	25,3	16,0

Matriz normalizada

							Promedio	N-max		Razon de consistencia	
Cobertura	0,32	0,77	0,84	0,84	0,23	0,05	0,51	14,25		RC=IC/IA	2,33258548
Pendiente	0,05	0,11	0,36	0,36	0,23	0,05	0,19	2,52		IC=Nmax-n/n-1	3,07901283
P_prom_anual	0,05	0,04	0,12	0,12	0,32	0,32	0,16	2,64		IA=1,98(n-2)/n	1,32
T_Prom_anual	0,05	0,04	0,12	0,12	0,32	0,14	0,13	1,62			
Altitud	0,06	0,02	0,02	0,02	0,05	0,14	0,05	0,24			
Fragmentación	0,05	0,11	0,02	0,04	0,02	0,05	0,05	0,13			
								21,40			

Experto 8

	Cobertura	Pendiente	P_prom_anual	T_Prom_anual	Altitud	Fragmentación
Cobertura	1,0	9,0	3,0	3,0	5,0	3,0
Pendiente	0,1	1,0	9,0	9,0	5,0	3,0
P_prom_anual	0,3	0,1	1,0	3,0	3,0	1,0
T_Prom_anual	0,3	0,1	1,0	1,0	3,0	3,0
Altitud	0,2	0,2	0,3	0,3	1,0	5,0
Fragmentación	0,3	0,3	1,0	0,3	0,2	1,0
	2,3	10,8	15,3	16,7	17,2	16,0

Matriz normalizada

							Promedio	N-max		Razon de consistencia	
Cobertura	0,32	0,99	0,36	0,36	0,23	0,14	0,40	9,59		RC=IC/IA	2,78964118
Pendiente	0,04	0,11	1,09	1,09	0,23	0,14	0,45	12,12		IC=Nmax-n/n-1	3,68232635
P_prom_anual	0,11	0,01	0,12	0,36	0,14	0,05	0,13	1,10		IA=1,98(n-2)/n	1,32
T_Prom_anual	0,11	0,01	0,12	0,12	0,14	0,14	0,11	0,89			
Altitud	0,06	0,02	0,04	0,04	0,05	0,23	0,07	0,52			
Fragmentación	0,11	0,04	0,12	0,04	0,01	0,05	0,06	0,19			
								24,41			

Experto 9

	Cobertura	Pendiente	P_prom_anual	T_Prom_anual	Altitud	Fragmentación
Cobertura	1,0	9,0	9,0	9,0	9,0	3,0
Pendiente	0,1	1,0	1,0	1,0	1,0	7,0
P_prom_anual	0,1	1,0	1,0	1,0	1,0	7,0
T_Prom_anual	0,1	1,0	1,0	1,0	1,0	7,0
Altitud	0,1	1,0	1,0	1,0	1,0	7,0
Fragmentación	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	1,0
	1,6	13,1	13,1	13,1	13,1	32,0

Matriz normalizada

							Promedio	N-max		Razon de consistencia	
Cobertura	0,32	0,99	1,09	1,09	0,41	0,14	0,67	26,86		RC=IC/IA	3,62208307
Pendiente	0,04	0,11	0,12	0,12	0,05	0,32	0,13	1,39		IC=Nmax-n/n-1	4,78114965
P_prom_anual	0,04	0,11	0,12	0,12	0,05	0,32	0,13	1,39		IA=1,98(n-2)/n	1,32
T_Prom_anual	0,04	0,11	0,12	0,12	0,05	0,32	0,13	1,39			
Altitud	0,04	0,11	0,12	0,12	0,05	0,32	0,13	1,39			
Fragmentación	0,04	0,02	0,02	0,02	0,01	0,05	0,02	0,04			
								29,91			

Experto 10

Análisis Espacial Multicriterio para el estudio de la distribución y conectividad estructural de aves del Bosque Seco Tropical (BST) del Tolima

	Cobertura	Pendiente	P_prom_anual	T_Prom_anual	Altitud	Fragmentación
Cobertura	1,0	7,0	3,0	5,0	7,0	3,0
Pendiente	0,1	1,0	7,0	3,0	1,0	7,0
P_prom_anual	0,3	0,1	1,0	5,0	7,0	1,0
T_Prom_anual	0,2	0,3	1,0	1,0	3,0	5,0
Altitud	0,1	1,0	0,1	0,3	1,0	7,0
Fragmentación	0,2	0,1	1,0	0,2	0,1	1,0
	2,0	9,6	13,1	14,5	19,1	24,0

Matriz normalizada

							Promedio	N-max		Razon de consistencia	
Cobertura	0,32	0,77	0,36	0,60	0,32	0,14	0,42	10,88		RC=IC/IA	2,36224818
Pendiente	0,05	0,11	0,84	0,36	0,05	0,32	0,29	5,51		IC=Nmax-n/n-1	3,1181676
P_prom_anual	0,11	0,02	0,12	0,60	0,32	0,05	0,20	2,92		IA=1,98(n-2)/n	1,32
T_Prom_anual	0,06	0,04	0,12	0,12	0,14	0,23	0,12	1,24			
Altitud	0,05	0,11	0,02	0,04	0,05	0,32	0,10	0,92			
Fragmentación	0,06	0,02	0,12	0,02	0,01	0,05	0,05	0,12			
								21,59			

Anexo E. Distancia euclidiana entre parches de hábitat (rango 240 m)

Parche 1	Parche 2	Distancia (m)
0	1	31.30
1	2	168.29
2	4	84.58
5	7	132.08
6	8	91.27
9	10	21.00
9	11	94.18
10	11	21.00
12	13	197.12
14	15	9.90
16	18	169.45
16	19	209.77
17	20	28.00
19	21	7.00
22	23	79.81
24	25	35.00
26	27	75.39
28	29	42.00
30	31	203.84
31	32	75.39
31	35	98.99
31	36	203.48

32	35	84.00
33	38	113.95
34	37	50.96
39	41	28.00
39	40	112.87
40	41	70.00
42	43	15.65
42	44	202.03
43	44	153.52
44	45	231.85
46	47	197.25
48	49	64.54
50	52	21.00
53	56	107.08
54	56	77.00
55	57	54.67
58	63	19.80
59	64	99.49
59	65	159.78
60	62	7.00
61	63	7.00
66	67	7.00
68	70	221.36
69	70	211.86
71	75	129.07
72	77	171.61
73	74	119.82
76	77	19.80
78	82	146.16
78	86	151.11
79	80	28.00
81	93	35.00
83	87	145.66
84	91	205.88
85	92	79.81
85	86	106.62
85	90	134.65
87	89	168.58
88	95	35.00
90	92	25.24
94	96	49.50
97	105	97.25
98	99	81.93
99	102	7.00

Análisis Espacial Multicriterio para el estudio de la distribución y conectividad estructural de aves del Bosque Seco Tropical (BST) del Tolima

100	106	156.52
101	103	14.00
104	108	7.00
107	109	177.09
110	114	105.93
111	112	221.03
113	116	22.14
114	115	70.35
115	117	62.61
117	118	105.00
118	119	88.54
119	121	70.00
120	122	15.65
121	123	7.00
124	126	208.12
127	128	222.35
129	130	194.12
131	136	168.29
132	135	206.83
133	134	35.00
133	137	84.29
134	137	139.47
138	142	15.65
139	142	39.60
139	143	75.72
140	144	93.91
141	146	148.82
144	148	182.54
145	148	95.21
147	149	232.69
150	152	124.04
153	155	127.74
154	156	154.00
157	159	219.80
158	160	93.91
158	161	203.00
160	161	56.00
162	171	122.25
163	167	15.65
163	171	155.43
164	168	19.80
165	174	172.89
166	169	100.22

167	171	49.50
168	175	212.90
170	171	7.00
172	173	64.54
176	177	175.00
178	179	77.00
180	182	7.00
181	183	186.39
184	185	7.00
187	190	91.00
188	195	126.00
189	192	35.00
191	193	63.39
193	194	103.35
196	198	37.70
197	200	19.80
199	201	28.00
202	203	113.09
204	206	25.24
205	208	141.57
207	210	238.00
209	211	168.15
212	213	28.86
214	215	208.12
216	222	19.80
217	219	31.30
218	221	70.00
219	220	133.18
223	224	132.08
225	226	21.00
227	228	100.96
228	229	28.00
230	231	35.00
232	233	42.00
234	235	49.50
236	237	21.00
238	239	132.82
239	240	9.90
241	242	44.82
242	244	106.85
243	245	15.65
246	247	7.00