

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA  
FACULTAD DE CIENCIAS  
MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**



**ÁREAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LAS AVES AMENAZADAS Y  
CASI AMENAZADAS DEPENDIENTES DE LOS BOSQUES  
HÚMEDOS Y SECOS DE LA CORDILLERA ORIENTAL  
COLOMBIANA**

**ANGELA MARÍA FORERO OROZCO**

**TRABAJO DE GRADO**

Presentado como requisito parcial para optar al título de

**MAGÍSTER EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**Bogotá, D.C., Julio de 2017**

### **NOTA DE ADVERTENCIA**

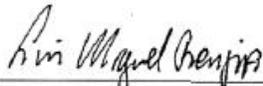
"La Universidad no se hace responsable por los conceptos emitidos por sus alumnos en sus trabajos de tesis. Solo velará porque no se publique nada contrario al dogma y a la moral católica y porque las tesis no contengan ataques personales contra persona alguna, antes bien se vea en ellas el anhelo de buscar la verdad y la justicia".

**Artículo 23 de la Resolución No. 13 de Julio de 1946**

ÁREAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LAS AVES AMENAZADAS Y  
CASI AMENAZADAS DEPENDIENTES DE LOS BOSQUES  
HÚMEDOS Y SECOS DE LA CORDILLERA ORIENTAL  
COLOMBIANA

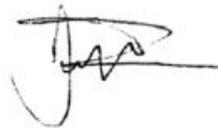
ANGELA MARÍA FORERO OROZCO

APROBADO:



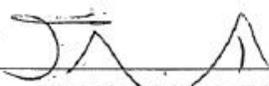
Luis Miguel Renjifo, PhD.

Tutor



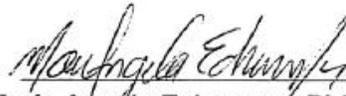
Jaime Burbano, MSc.

Cotutor



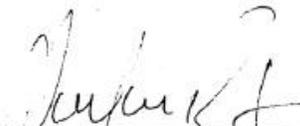
Nicolás Urbina, PhD.

Jurado



María Ángela Echeverry, PhD.

Jurado



Oscar Alberto Laverde, PhD.

Jurado

**ÁREAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LAS AVES AMENAZADAS Y  
CASI AMENAZADAS DEPENDIENTES DE LOS BOSQUES  
HÚMEDOS Y SECOS DE LA CORDILLERA ORIENTAL  
COLOMBIANA**

**ANGELA MARÍA FORERO OROZCO**

**APROBADO:**

---

**Concepción Judith Puerta, PhD**

**Decana**

**Facultad de Ciencias**

---

**Alba Alicia Trespacios, PhD**

**Directora de Posgrado**

**Facultad de Ciencias**

## DEDICATORIA

*A David, mi amado hijo, que ha llegado a nuestras vidas para llenarlas de luz, amor y propósito.*

*A mi madre, quien me inculcó el gusto por las aves y me ha mostrado la dimensión del amor y la verdad en su máxima expresión e infinita esencia.*

*A mi demás familia, por fortalecer constantemente mi perseverancia y la capacidad de alcanzar grandes objetivos.*

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Doctor Luis Miguel Renjifo, director del Trabajo de Grado, por su valiosa orientación, siempre con un gran rigor científico y con una inmensa calidad humana.

A Jaime Burbano, codirector del Trabajo de Grado, por su gran generosidad en el conocimiento, su compromiso, apoyo constante y calidez.

A la Facultad de Estudios Ambientales y Rurales de la Pontificia Universidad Javeriana, por su acogida, enseñanzas y aportes a mi crecimiento personal y profesional.

A William Giraldo de la Universidad Nacional de Colombia, por su amistad y gentil apoyo en el desarrollo estadístico del trabajo de grado.

A Andrés Castaño, ingeniero catastral de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas, por su amistad y sus orientaciones desde Sistemas de Información Geográfica.

A mis compañeros y compañeras de la Maestría, en particular a Nidya Malambo y Carmenza Muñoz, por sus sonrisas, cariño y acompañamiento.

A todas las personas que con su afecto y soporte hicieron posible el logro de este proyecto.

## Tabla de Contenido

Resumen .....	VIII
Abstract .....	X
1. Introducción .....	1
1.1. Problema.....	1
1.2. Justificación .....	2
2. Marco Teórico.....	4
2.1. La pérdida de hábitat como amenaza a la biodiversidad.....	5
2.2. Estado de conservación de las aves en la región Andina y en la cordillera Oriental colombiana.....	8
2.3. Planeación sistemática de la conservación .....	12
2.3.1. Evaluación de los cambios en el hábitat para definir áreas de conservación	15
2.3.2. Definición de áreas para la conservación.....	18
2.3.3. Las aves como sustituto de la biodiversidad.....	19
2.3.4. La investigación y su importancia en el planteamiento de acciones de conservación .....	21
3. Pregunta de investigación, objetivos, hipótesis y predicciones.....	22
3.1. Pregunta de investigación .....	22
3.2. Objetivos .....	22
3.3. Hipótesis y predicciones .....	23
3.3.1. Primer objetivo específico.....	23
3.3.2. Segundo objetivo específico.....	24
3.3.3. Tercer objetivo específico.....	24
4. Métodos.....	26
4.1. Área de estudio.....	26
4.2. Especies de aves evaluadas .....	27
4.3. Identificación y cuantificación de la persistencia, la ganancia y la pérdida de coberturas boscosas naturales.....	33
4.3.1. Corrección de las capas de bosque no bosque del IDEAM.....	34
4.3.2. Proyección de las capas de bosque no bosque al año 2025.....	36
4.3.2.1. Regionalización de la cordillera Oriental .....	36

4.3.2.2. Selección estadística de co-variables para la modelación en DINAMICA EGO.....	38
4.3.2.2.1. Análisis de correlación lineal entre las co-variables .....	44
4.3.2.2.2. Análisis de comparación de rangos medios e independencia .....	45
4.3.2.2.3. Análisis de regresión logística .....	45
4.3.2.2.4. Curva ROC.....	47
4.3.2.3. Modelación en el programa DINAMICA EGO .....	48
4.3.2.4. Validación de los modelos generados por DINAMICA EGO.....	49
4.3.3. Persistencia, ganancia y pérdida de bosque.....	52
4.4. Definición de áreas futuras de priorización y complementación.....	53
4.4.1. Identificación de zonas de cuidado alto, zonas de cuidado medio y zonas de cuidado bajo.....	54
4.4.1.1. Criterios tendencia y estabilidad / dinámica de las coberturas boscosas naturales.....	54
4.4.1.2. Criterios riqueza de especies y riqueza de especies endémicas.....	55
4.4.2. Zonificación general.....	57
4.4.3. Inclusión del criterio categorías del SINAP para la definición de zonas de priorización y de complementación .....	59
4.5. Planteamiento de recomendaciones para las zonas de priorización y de complementación.....	59
4.5.1. Especies con estimación del tamaño poblacional: aplicación del criterio C de la UICN.....	61
4.5.2. Especies sin estimación del tamaño poblacional: aplicación del criterio B2 de la UICN.....	61
4.5.3. Tendencia, estabilidad de las coberturas boscosas naturales, riqueza de especies y riqueza de especies endémicas .....	62
4.5.4. Riesgo de extinción y endemismo de las especies.....	63
5. Resultados .....	66
5.1. Persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales.....	66
5.2. Áreas futuras de priorización y de complementación .....	83
5.3. Recomendaciones de conservación y manejo para las áreas de priorización y de complementación.....	93
6. Discusión.....	101
6.1. Persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales.....	101
6.2. Áreas de priorización y de complementación .....	113
6.3. Recomendaciones de conservación y manejo.....	116

7. Conclusiones .....	121
8. Perspectivas y aplicaciones .....	122
9. Referencias .....	124
10. Anexos .....	144

## Índice de Tablas

Tabla 1. Especies de aves amenazadas y casi amenazadas incluidas en el estudio ....	29
Tabla 2. Delimitación de las regiones de la cordillera Oriental.....	38
Tabla 3. Co-variables utilizadas en el estudio.....	40
Tabla 4. Categorías del SINAP que se encuentran en toda la cordillera Oriental. ....	41
Tabla 5. Categorías del SINAP que se encuentran en las regiones de la cordillera Oriental. ....	41
Tabla 6. Co-variables seleccionadas en el análisis exploratorio y en la regresión logística binaria .....	47
Tabla 7. Proceso general utilizado por DINAMICA EGO para la proyección de las coberturas del suelo .....	49
Tabla 8. Índice de exactitud global e índice Kappa, calculados para los años 2010, 2012 y 2013. ....	51
Tabla 9. Identificación de cuidado alto, cuidado medio o cuidado bajo en el cruce de las calificaciones de los criterios tendencia y estabilidad / dinámica de las coberturas boscosas naturales.....	58
Tabla 10. Identificación de cuidado alto, cuidado medio o cuidado bajo en el cruce de las calificaciones de los criterios riqueza de especies y riqueza de especies endémicas....	58
Tabla 11. Identificación de las zonas de cuidado alto, cuidado medio o cuidado bajo que fueron parte de la zonificación general. ....	59
Tabla 12. Porcentaje de persistencia, ganancia y pérdida de bosque en la cordillera Oriental y en las regiones, durante los tres periodos evaluados. ....	67
Tabla 13. Especies que aumentarán el riesgo de extinción a futuro, considerando el área de ocupación y el tamaño poblacional. ....	95
Tabla 14. Recomendaciones de conservación y manejo planteadas para cada especie. ....	96

## Índice de Figuras

Figura 1. Estructura del marco teórico para abordar el problema de investigación. ....	4
Figura 2. Modelo operacional de la planeación de la conservación con sus respectivas fases. ....	14
Figura 3. Área de estudio .....	26
Figura 4. Modelo operacional de la Planeación Sistemática de la Conservación (PSC) con sus respectivas fases. Se señalan las actividades metodológicas generales desarrolladas en el presente trabajo y como se acoplan a las fases mencionadas. ....	31
Figura 5. Diagrama de los métodos utilizados para desarrollar los tres objetivos específicos del estudio. ....	32
Figura 6. Regiones de la cordillera Oriental. ....	37
Figura 7. Rangos espaciales de distribución y unidades de las co-variables utilizadas en el estudio. ....	39
Figura 8. Áreas del SINAP en la cordillera Oriental y en las regiones. ....	43
Figura 9. Diagrama de decisiones para asignar recomendaciones de conservación y manejo a las especies con y sin estimación del tamaño poblacional. ....	64
Figura 10. Diagrama de decisiones para asignar recomendaciones de conservación y manejo a las especies tomando como base los resultados de los criterios tendencia, estabilidad / dinámica, riqueza de especies y riqueza de especies endémicas en el área de ocupación futura de cada ave. ....	65
Figura 11. Persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales en la cordillera Oriental y en las regiones, considerando los tres periodos evaluados. ....	71
Figura 12. Persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales en la cordillera Oriental y en las regiones, considerando los tres periodos evaluados. ....	73
Figura 13. Persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales en el área de distribución de <i>Pauxi Pauxi</i> , considerando los tres periodos evaluados. ....	74
Figura 14. Persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales en el área de distribución de las aves en peligro crítico y en peligro, en cada uno de los periodos evaluados. ....	80
Figura 15. Persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales en el área de distribución de las aves vulnerables, en cada uno de los periodos evaluados. ....	81

Figura 16. Persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales en el área de distribución de las aves casi amenazadas, en cada uno de los periodos evaluados.	82
Figura 17. Área en porcentaje correspondiente a los criterios tendencia, estabilidad / dinámica, riqueza de especies y riqueza de especies endémicas. ....	84
Figura 18. Criterios tendencia y estabilidad / dinámica. ....	85
Figura 19. Criterios riqueza de especies y riqueza de especies endémicas.....	86
Figura 20. Zonificación general con las áreas de cuidado alto, cuidado medio y cuidado bajo. ....	87
Figura 21. Áreas de cuidado alto, cuidado medio y cuidado bajo de la Zonificación General, en cada una de las regiones, expresada en porcentaje. ....	88
Figura 22. Áreas de ocupación de las aves en el periodo 2010 – 2025 dentro de las categorías del SINAP de cada región, expresadas en porcentaje.. ....	89
Figura 23. Zonas de priorización (Prior) y de complementación (Compl) en cada región, expresadas en porcentaje. ....	90
Figura 24. Zonas de priorización y categorías del SINAP que las componen en cada región. ....	91
Figura 25. Zonas de complementación y categorías del SINAP que las componen en cada región. ....	92
Figura 26. Principales categorías del SINAP en las zonas a) de muy alta o alta riqueza de especies y b) de muy alta o alta riqueza de especies endémicas de Colombia. ....	99
Figura 27. Principales AICAS en las zonas a) de muy alta o alta riqueza de especies y b) de muy alta o alta riqueza de especies endémicas de Colombia.....	100

## Índice de Anexos

Anexo 1. Generalidades de la ecología de las aves amenazadas y casi amenazadas de los bosques húmedos y secos de la cordillera Oriental colombiana. ....	144
Anexo 2. Corrección de las capas del IDEAM y modelaciones en DINAMICA EGO ....	144
Anexo 3. Análisis estadísticos .....	144
Anexo 4. Persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales en la cordillera Oriental, en las regiones y en el área de distribución de cada ave .....	144
Anexo 5. Tamaño poblacional y área de ocupación de las aves.....	144
Anexo 6. Recomendaciones de conservación y manejo para cada una de las aves ...	144

## Resumen

Las aves desempeñan importantes roles ecológicos, pero debido a la pérdida de coberturas boscosas naturales, muchas de ellas se encuentran en peligro de extinción. En este trabajo se proponen áreas para la conservación y el manejo de las aves amenazadas y casi amenazadas dependientes de los bosques húmedos y secos de la cordillera Oriental colombiana, teniendo en cuenta sus áreas de distribución históricas y futuras. Para ello se identificó y cuantificó espacialmente la persistencia, la ganancia y la pérdida de bosque en los periodos 1990 – 2000 y 2000 – 2010. También se construyó un modelo de cambio del bosque, para evaluar el periodo 2010 – 2025. Con base en los resultados obtenidos, se aplicaron los criterios tendencia y estabilidad / dinámica de las coberturas boscosas, riqueza de especies y riqueza de especies endémicas. En las áreas con tendencia a la persistencia, a la estabilidad del bosque, con alta riqueza de especies y de ellas numerosas endémicas, fueron definidas zonas de priorización y de complementación. Las primeras se localizaron en las áreas protegidas con la mayor cantidad de área de ocupación de las aves a 2025, mientras que las segundas fueron aquellas ubicadas fuera de las áreas mencionadas, pero que, por sus características, podrían complementar las áreas de priorización. En ambas zonas se plantearon recomendaciones de conservación y manejo para cada una de las aves, considerando principalmente el área de ocupación y el tamaño poblacional. Revisando los tres periodos evaluados, hay una tendencia general futura hacia la reducción de la pérdida y al aumento de la ganancia de bosque en la cordillera. Sin embargo, la ganancia seguirá siendo muy baja para compensar de manera significativa la deforestación histórica. Las regiones Nororiental y Suroriental continuarán con tendencias similares a las encontradas en toda la cordillera, mientras que en las regiones Noroccidental, Chicamocha y Perijá, la pérdida de bosques seguirá en aumento. De todas las especies amenazadas y casi amenazadas, aquellas endémicas de Colombia serán las más perjudicadas con la pérdida de coberturas boscosas, principalmente *Crypturellus obsoletus castaneus*, *Thryophilus nicefori*, *Amazilia castaneiventris*, *Dacnis hartlaubi* y *Coeligena prunellei*. En cuanto a los criterios evaluados, las regiones Suroriental y Nororiental obtuvieron la mayor persistencia y estabilidad de las coberturas boscosas, las regiones Suroriental y Perijá la mayor riqueza de

especies y las regiones Chicamocha y Noroccidental la mayor riqueza de especies endémicas. En las áreas de priorización y complementación con mayor riqueza de aves se recomienda la extensión de áreas protegidas públicas y privadas mientras que en las de mayor endemismo se recomienda la creación de nuevas áreas, manteniendo en todos los casos la conectividad de los bosques persistentes y estables mediante corredores biológicos. Las especies mal representadas desde el tamaño poblacional y el área de ocupación y ausentes de las áreas de priorización deberán recibir la mayor atención, con la creación de categorías del SINAP en sus áreas de distribución potenciales. Se destaca el PNN cordillera de los Picachos, el PNN Alto Fragua Indiwasi y el PNN Serranía de los Churumbelos por su elevado número de especies y el PNN Serranía de los Yariguíes, el SFF Guanentá alto río Fonce, el DRMI páramos de Guantiva, la Rusia, bosques de roble y sus zonas aledañas y el DRMI Serranía de los Yariguíes, por albergar numerosas especies endémicas.

**Palabras clave:** Coberturas boscosas naturales; extinción; aves; cordillera Oriental; Colombia.

## Abstract

Birds play important ecological roles, but due to the loss of natural forest cover, many of them are in extinction risk. This work proposes areas for the conservation and management of threatened and near threatened birds dependent on the humid and dry forests of the Colombian Eastern mountain chain, considering their past and future distribution areas. For this, the persistence, the gain and the loss of forest in the mountain chain were spatially identified and quantified during the periods 1990 - 2000 and 2000 - 2010. Also, a model of forest change was built to evaluate the period 2010 - 2025. Based on the results obtained, the criteria trend and stability / dynamics of forest cover, species richness and richness of endemic species were applied. In areas prone to persistence, forest stability, with high species richness and numerous endemic species, areas of prioritization and complementation were defined. The former was in the protected areas with the greatest amount of area occupied by the birds in 2025, while the latter was located outside the areas mentioned, but which, by their characteristics, could complement the priority areas. In both areas, recommendations for conservation and management were proposed for birds, mainly considering the area of occupation and the population size. Reviewing the three evaluated periods, there is a general future trend towards the reduction of the loss and the increase of the forest gain in the eastern mountain chain. However, the gain will remain very low to significantly offset historical deforestation. The Northeast and Southeast regions will continue to have similar trends as the mountain chain, while in the Northwest, Chicamocha and Perijá regions, forest loss will continue to increase. Of all threatened and near threatened species, those endemic to Colombia will be most affected by the loss of forested coverages, mainly *Crypturellus obsoletus castaneus*, *Thryophilus nicefori*, *Amazilia castaneiventris*, *Dacnis hartlaubi* and *Coeligena prunellei*. Regarding the criteria evaluated, the Southeast and Northeast regions obtained the greatest persistence and stability of the forest cover, the Southeast and Perija regions the highest species richness, and the Chicamocha and Northwest regions the highest richness of endemic species. In the areas of prioritization and complementation with a greater number of bird species public and private protected areas should be extended. In areas of greater endemism, the creation of new areas is recommended, maintaining

in all cases the connectivity of persistent and stable forests through biological corridors. Poorly represented species from population size and occupation area and absent from priority areas should receive the greatest attention, with the creation of SINAP categories in their potential areas of distribution. The PNN Cordillera de los Picachos, the PNN Alto Fragua Indiwasi and the PNN Serranía de los Churumbelos are notable for their high number of species. Also highlights the PNN Serranía de los Yariguíes, the SFF Guantotá Alto río Fonce, the DRMI Páramos de Guantiva – la Rusia – Bosques de Roble and the DRMI Serranía de los Yariguíes, because it harbors numerous endemic species.

**Key words:** Natural forest cover; extinction; birds; Eastern mountain chain; Colombia.

## 1. Introducción

### 1.1. Problema

La principal amenaza para la biodiversidad es la pérdida de hábitat (Bello et al. 2014, Jantz et al. 2015, Schnell et al. 2013), porque aumenta el riesgo de extinción, reduciendo el rango de distribución y el tamaño de las poblaciones (Franco et al. 2007, Ramírez et al. 2014), como ha ocurrido con numerosas aves (Jetz et al. 2007). En Colombia hay registradas 1.921 especies (Donegan et al. 2015), el mayor número en el mundo, sin embargo, tienen un elevado riesgo de extinción, particularmente en la región Andina, *hotspot* de biodiversidad, donde existe una gran concentración de especies, pero también ocurre una gran pérdida de hábitat (Myers et al. 2000). El grado de amenaza para las aves seguirá en incremento, teniendo en cuenta escenarios futuros de pérdida de hábitat en el trópico, porque predicen contracciones sustanciales del rango de distribución de las especies (Jetz et al. 2007). Adicionalmente, las nuevas zonas a ocupar pueden no estar protegidas y ser menos adecuadas que las áreas que habitan actualmente, como se ha comprobado en Colombia con otros organismos (Burbano 2013, González 2012).

En los bosques húmedos de la cordillera Oriental, sobre los 1000 msnm, existen actualmente 33 especies de aves amenazadas y nueve casi amenazadas (Renjifo et al. 2014) mientras que en los bosques secos hay dos especies amenazadas (Renjifo et al. 2016). Los bosques húmedos poseen una de las mayores tasas de deforestación (Armenteras et al. 2013), presión que también ocurre sobre los bosques secos, encontrándose en un estado crítico de fragmentación y degradación (Gómez et al. 2016), con menos del 1 % del del total de ecosistemas naturales de la región Andina (Rodríguez et al. 2006). Estos hallazgos demandan investigaciones articuladas con la Planeación Sistemática de la Conservación (Knight et al. 2006), de tal forma que se evalúen las transformaciones de las coberturas boscosas naturales donde se distribuyen las aves en riesgo de extinción, se efectúen análisis históricos y proyecciones futuras que permitan anticiparse a los cambios y con base en su análisis se definan áreas que aseguren la representatividad de las especies (Velásquez & López 2006, Rodríguez et al.

2013). También es relevante el planteamiento de recomendaciones de investigación para las áreas definidas, de tal forma que puedan ser utilizadas por los actores en el territorio, tomando en consideración la importancia del carácter propositivo de las ciencias en la conservación de las especies (Kareiva & Marvier 2012, Knight et al. 2008, Lawler et al. 2006).

## **1.2. Justificación**

Por décadas, los estudios de deforestación tropical en Sur América han hecho énfasis en los bosques de tierras bajas, centrándose principalmente en la cuenca Amazónica, donde los investigadores se han interesado en modelar las transformaciones del bosque tropical (Aguilar et al. 2014, Bird et al. 2012, Maeda et al. 2011). Sin embargo, las zonas de montaña Andina, consideradas una fuente esencial de servicios ecosistémicos e identificadas como puntos calientes de biodiversidad por su elevado nivel de riqueza, endemismo y su gran vulnerabilidad a las presiones antrópicas (Myers et al. 2000, Olson & Dinerstein 2002), son raramente tenidas en cuenta en los estudios de cambios en las coberturas y usos del suelo (CCUS) (Rodríguez 2011).

En Colombia, aunque se han realizado importantes investigaciones en los procesos de deforestación (Armenteras et al. 2011, Etter & Van Wyngaarden 2000, Etter et al. 2006, Mendoza & Etter 2002, Rodríguez et al. 2012, Sánchez et al. 2012), la comprensión de muchos de los procesos y las consecuencias para las especies y los ecosistemas siguen siendo insuficientes (Rodríguez 2011), careciendo de análisis regionales espacialmente explícitos, que puedan ser base para el planteamiento de recomendaciones orientadoras en el manejo de los procesos de degradación (Rudas et al. 2007). En cuanto a las aves, los estudios de CCUS y sus efectos en el rango de distribución geográfica de las mismas son también escasos en el país (Graham et al. 2009). Sin embargo, se destacan las evaluaciones del riesgo de extinción de las especies, que no solo aportan un amplio conocimiento sobre el estado de conservación las aves, sino que plantean la necesidad de proteger las áreas de distribución de las mismas (Renjifo et al. 2002, Renjifo et al. 2014, Renjifo et al. 2016), hecho también resaltado en la Estrategia Nacional para la Conservación de las Aves, que aborda la importancia de definir criterios y áreas de conservación para las

especies (Renjifo et al. 2000). Dada la relevancia de tales planteamientos, éstos constituyen el origen y fundamento de la presente investigación.

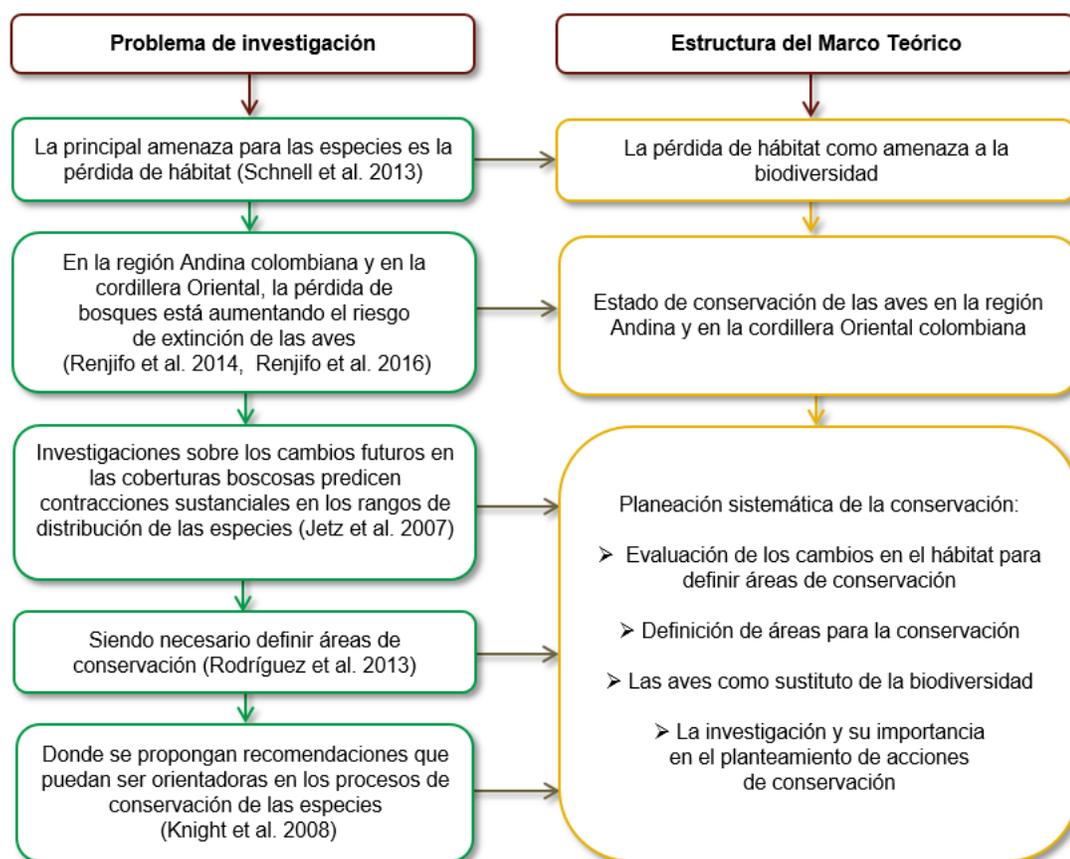
Las aves han sido utilizadas como grupo modelo del estado de conservación de los hábitats, por sus roles ecológicos y su importancia como indicadores de la diversidad, de la integridad ecosistémica y de la transformación del paisaje (Palacio et al. 2007). Recientemente, las aves han sido empleadas como sustituto de la biodiversidad para el desarrollo de proyectos de planeación sistemática de la conservación, apoyando el proceso de toma de decisiones para la priorización de áreas. Su empleo puede facilitar la identificación de elementos que permitan la conservación efectiva de las especies y favorecer también a otros grupos taxonómicos amenazados (Sahagún 2012).

*“La única salida para acertar en la escogencia de espacios conservados a tiempo, antes de que la naturaleza sea destruida por completo, es usar con rigor la teoría y los conceptos disponibles en las ciencias naturales, para construir soluciones que permitan conservar todas las especies sin necesidad de conocer todo acerca de cada una”.*

Fandiño & Van Wyngaarden, 2005

## 2. Marco Teórico

El marco teórico fue estructurado de tal forma que abordara el problema de investigación (Figura 1). Inicialmente se describe cómo la pérdida de hábitat afecta la biodiversidad y en particular las aves de la región Andina y de la cordillera Oriental colombiana. Posteriormente se detallan aspectos relacionados con la evaluación de los cambios en el hábitat, sus implicaciones en la definición y priorización de áreas y finalmente se describe la importancia del campo investigativo en el planteamiento de recomendaciones orientadoras para la conservación de las especies.



**Figura 1.** Estructura del marco teórico para abordar el problema de investigación.

## 2.1. La pérdida de hábitat como amenaza a la biodiversidad

La pérdida de hábitat ocurre cuando éste es removido de un área en particular y para una especie dada (Fahrig 2003). A pesar del incremento de los esfuerzos globales en la conservación de la biodiversidad, esta continúa en disminución (Rands et al. 2010). La conversión de hábitat natural a otros tipos de coberturas es un factor determinante que sigue alterando la mayoría de los ecosistemas terrestres (Etter et al. 2011). Este proceso constituye la causa principal de extinción de las especies, poniendo en peligro la biodiversidad mundial probablemente más que cualquier otro fenómeno contemporáneo (Haddad et al. 2015, Laurance et al. 2012, Mortelliti et al. 2010, Sánchez 2014). A nivel de paisaje, la fracción de hábitat disponible ocupada por una especie es un indicador importante de su viabilidad poblacional (Hanski 2011). La pérdida de hábitat implica una reducción proporcional de individuos y por tanto afecta su abundancia y distribución (Bonaccorso & Menéndez 2012, Watson et al. 2004, Wiegand et al. 2005), hecho que incrementa el riesgo de extinción. La disminución de hábitats reduce las áreas de alimentación, refugio, reproducción y afecta las interacciones ecológicas preexistentes (Ford et al. 2001, Ryall & Fahrig 2005, Schmiegelow & Mönkkönen 2002).

El declive de la biodiversidad por pérdida de hábitat se incrementa con la disminución de bosques a nivel global. Aunque las tasas de deforestación están lejos de ser uniformes en todo el mundo y dependen de los diferentes análisis y fuentes de datos usados para su cálculo, la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (2010) estimó una deforestación neta a nivel mundial de 0,20 % en la década que va de 1990 a 2000, 0,12 % entre el 2000 y el 2005 y 0,14 % entre el 2005 y el 2010, con una pérdida neta de 5,2 millones de hectáreas en la década del 2000 al 2010.

En las zonas tropicales ocurren las mayores tasas de deforestación, con valores entre 43.000 y 54.000 km<sup>2</sup>/año (Aide et al. 2012, Wright 2010), ocasionadas principalmente por prácticas agrícolas y ganaderas (Grau & Aide 2008, Wassenaar et al. 2007). La destrucción de éstos bosques ha recibido considerable atención, porque allí se encuentra la mayor biodiversidad del mundo, la mayor riqueza y endemismos a nivel de plantas, anfibios, aves y mamíferos, pero también se registra una gran cantidad de especies amenazadas (Myers et al. 2000, Laurance et al. 2012, Olson et al.

2001). Esta biodiversidad se encuentra soportada por numerosos ecosistemas, que tienen un rol único en términos ecológicos y funcionales (Armenteras 2014), destacándose los bosques húmedos, que en el Neotrópico suman el 55 % de todos los bosques tropicales (Wright 2010), los bosques secos, las savanas y los páramos (Cuesta et al. 2009).

En América Latina en particular, éstos bosques también se encuentran bajo grandes presiones antrópicas. Para toda el área se ha reportado una tasa promedio anual de deforestación del 1,54 %, considerando el periodo 1990 – 2012, con mayores pérdidas de bosque de 2000 a 2010. Sin embargo, hay gran variabilidad entre países, hallándose incluso casos de ganancia de bosque, como en el Salvador (Armenteras 2014). Los bosques secos y los bosques montanos (incluyendo los húmedos y de niebla localizados sobre los 1000 msnm), presentan las tasas anuales promedio más elevadas de pérdida de coberturas, con valores de 2,67 % y 1,72 %, respectivamente (Aide et al. 2013, Armenteras 2014).

Acercándose a las montañas andinas, aunque son ampliamente reconocidas por sus altos niveles de biodiversidad y endemismo, también se encuentran bajo una considerable amenaza, conformando uno de los puntos calientes de biodiversidad más importantes del mundo, porque se han perdido más del 70 % de las coberturas vegetales originales (Myers et al. 2000). Aproximadamente el 24 % de la región ha experimentado una transformación intensa, especialmente los Andes de Bolivia, Ecuador, Perú (Wassenaar et al. 2007) y Colombia (Rodríguez et al. 2012), donde se han identificado núcleos de pérdida de bosque, particularmente en la zona central del departamento del Chocó, al occidente de Nariño, Cauca, Caquetá, Guaviare y Meta y al oriente de Norte de Santander (IDEAM 2016).

La región andina colombiana (compuesta por las cordilleras Occidental, Central y Oriental), exhibe un complejo mosaico de ecosistemas, que cobran gran relevancia por ser únicos, frágiles y estratégicos. Sin embargo, teniendo en cuenta que la región es el centro de la actividad económica del país (85 %) y alberga la mayor concentración de población humana (77,4 %) (Rodríguez et al. 2012), los niveles de destrucción de los ecosistemas naturales se han acelerado, con una reducción del 0,67 % de las coberturas boscosas entre 1985 y 2005 (Rodríguez 2011). Aunque se han encontrado algunos núcleos de ganancia de bosque, principalmente en el suroccidente del macizo antioqueño, al norte de Cundinamarca, sur de Santander y en el

Macizo colombiano (Sanchez & Aide 2013), históricamente los bosques subandinos, andinos, altoandinos y secos siguen siendo los más afectados por los cambios en las coberturas y usos del suelo (Etter et al. 2008, Gómez et al. 2016), siendo prioritaria su conservación (Armenteras et al. 2011, Peralvo et al. 2007). Las formaciones boscosas subandinas, andinas y altoandinas ocupan el 39,5 % del total de ecosistemas de la región, mientras que los bosques secos, arbustales y vegetación xerofítica de los pisos basales, subandinos y andinos representan menos del 1.1 % (Rodríguez et al. 2006).

A nivel general, la deforestación en la región Andina se encuentra asociada con la presión de la población, como fuerza indirecta que causa aumento en la demanda de bienes y servicios, con impactos adicionales por los movimientos migratorios rural a urbano y rural a rural. También se relaciona con la expansión agrícola y ganadera, que actúa como una fuerza directa de transformación y con factores ambientales como el clima, la topografía y la calidad del suelo (Armenteras et al. 2013, Armenteras 2014, Etter et al. 2006). A diferencia de lo que ocurre en tierras bajas, los bosques montanos andinos se encuentran en un estado más avanzado de colonización y la deforestación es mayor donde existen pequeñas parcelas, en zonas alejadas de las vías donde aún hay importantes relictos de bosque, en áreas con temperaturas bajas cerca a los páramos y los centros urbanos y en las zonas de borde de las áreas protegidas (Armenteras et al. 2011). En cuanto a los bosques secos, han sido deforestados principalmente por el incremento de zonas agrícolas y de pastos para caprinos, particularmente en el cañón del Chicamocha (Cárdenas et al. 2015), siendo aún más vulnerables porque se encuentran poco representados en áreas protegidas (Arango et al. 2003, Gómez et al. 2016).

La deforestación ocurrida en la región Andina colombiana afecta a numerosos organismos (Rodríguez et al. 2006), entre ellos las aves, que han perdido gran parte de las coberturas boscosas naturales donde se distribuyen. En las cadenas montañosas andinas hay más de 1.500 especies (Franco et al. 2007), que representan cerca del 78 % de todas las especies de Colombia y el 15 % de todas las especies del mundo. Sin embargo, existe un elevado riesgo de extinción, siendo más vulnerables aquellas con rangos de distribución restringidos y con bajas abundancias (Avalos & Hernández 2015, Manne & Pimm 2001). Este aspecto afecta los roles ecológicos y los

servicios ecosistémicos que proveen (Şekercioğlu et al. 2004), como se detalla a continuación.

## **2.2. Estado de conservación de las aves en la región Andina y en la cordillera Oriental colombiana**

Las aves son el grupo de organismos más investigado respecto a su taxonomía, historia natural, biogeografía, ecología y conservación, aunque su conocimiento aún se encuentra incompleto (Herzog & Kattan 2011). Se sabe actualmente que desempeñan importantes roles ecológicos, constituyendo uno de los grupos más diversos involucrados en la provisión de servicios ecosistémicos a nivel cultural, de aprovisionamiento, regulación y soporte (Gregory & Strien 2010). Como ocurren globalmente, se mueven activamente en el paisaje y conectan hábitats en el espacio y en el tiempo, son cruciales en el mantenimiento y la resiliencia de los ecosistemas. Sus funciones ecológicas abarcan tres aspectos principales: genéticos, de recursos y de procesos, todos con amplia incidencia en otros grupos biológicos (Şekercioğlu, 2006). Estos organismos son polinizadores, dispersores de semillas, aportan nutrientes, movilizan materia y energía entre ambientes y vinculan cadenas tróficas como consumidores primarios o secundarios. Sus actividades de predación reducen las plagas y el consumo de desechos permite el mantenimiento de los flujos de energía y evita la dispersión de enfermedades. También la construcción de sitios de anidación provee lugares de refugio y reproducción para otros organismos (Wenny et al. 2011).

La importancia ecológica de las aves es de particular relevancia, porque la reducción de las poblaciones puede conducir a cambios en cascada a través de los ecosistemas, causando subsecuentes disminuciones en los servicios que proveen (Wenny et al. 2011). Este aspecto se acentúa porque muchas especies se encuentran en riesgo de extinción, tendencia que continuará en el futuro, principalmente por pérdida de hábitat. Cuando éste es destruido, también las funciones ecológicas de las aves desaparecen. Para el año 2100, se espera que del 6 % al 14 % de especies de aves que han existido históricamente se encuentren extintas, 7 % al 25 % se hallarán funcionalmente extintas y del 13 % al 52 % serán funcionalmente deficientes. Las aves piscívoras, nectarívoras, frugívoras, aquellas con especialización de hábitat (Kattan et al. 1994), con bajas tasas reproductivas, pequeños tamaños poblacionales, altos niveles tróficos, gran tamaño corporal (Jetz et al. 2007, Manne & Pimm 2001), baja supervivencia de adultos, alta

variabilidad poblacional (Karr 1990) endémicas, con rangos de distribución pequeños y localmente escasas o raras (Chaparro et al. 2013, Renjifo, 1999) serán las más afectadas, particularmente si se ubican en áreas marinas, humedales y bosques (Avalos & Hernández 2015, Şekercioğlu et al. 2004).

En el Neotrópico se encuentra la mayor riqueza de aves del mundo, con cerca de 3.800 especies, sin embargo, esta gran diversidad está siendo perjudicada por numerosos factores, entre ellos la caza, la contaminación, las especies invasoras, el cambio climático y la pérdida de hábitat (Sodhi et al. 2011). Éste último aspecto es el más importante, principalmente la deforestación, que sigue siendo alarmante en tierras bajas y en áreas de montaña (Ford et al. 2001). Cerca de 200 especies amenazadas a nivel mundial ya han perdido como mínimo el 30 % de su área de distribución en zonas neotropicales. Del total de aves amenazadas en la región, el 75 % se encuentran en esta categoría por pérdida de hábitat, siendo para el 50 % de ellas el único factor que ha incrementado el riesgo de extinción (García et al. 2007). En proyecciones futuras, la pérdida de hábitat seguirá ocasionando contracciones sustanciales de los rangos de distribución de las especies (Jetz et al. 2007), llevando a disminuciones de los tamaños poblacionales (Velásquez et al. 2013), hecho que aumentará el riesgo de extinción (Harris & Pimm 2008, O’Dea et al. 2006).

Dentro de la región Neotropical se encuentra Colombia, territorio que posee la mayor riqueza de aves del mundo, con 1.937 especies (Donegan et al. 2016), 77 de ellas endémicas (Ocampo & Pimm 2015), siendo uno de los países con mayor número de aves con rangos de distribución restringidos (García et al. 2007). Cuatro de las Áreas de Aves Endémicas (*EBA*, por sus siglas inglés) son exclusivas de Colombia y 10 son compartidas con países vecinos (Stattersfield et al. 1998). En particular la región Andina, compuesta por la cordillera Occidental, Central y Oriental, junto con la Sierra Nevada de Santa Marta y la Serranía de la Macarena, poseen 1.500 especies (Franco et al. 2007) constituyendo, con el Chocó biogeográfico, una de las áreas de mayor diversidad del país (Renjifo et al. 2002). Considerando que la riqueza de aves se correlaciona con la complejidad del hábitat y la cantidad de lluvias, los bosques montanos húmedos de la región Andina son los ecosistemas que albergan la mayor cantidad de especies (Herzog & Kattan 2011, Buchanan et al. 2011).

La cordillera Oriental en particular, registra el mayor número de especies de aves, siendo también uno de los centros más grandes de endemismo (Rodríguez et al. 2006), junto con la Sierra Nevada de Santa Marta (Renjifo et al. 2002). Si se observa toda la extensión de los Andes tropicales y en particular las Áreas de Aves Endémicas, la cordillera Oriental colombiana es la zona con mayor número de especies con rango de distribución restringido (34), luego del Chocó biogeográfico (Herzog & Kattan 2011). En la cadena montañosa se han registrado 682 especies en la vertiente occidental (nueve endémicas) y 1.087 especies en la vertiente oriental (12 endémicas) (Franco et al. 2007, Kattan et al. 2004). Del total de especies, el 27 % se encuentran representadas en áreas protegidas, principalmente en elevaciones altas de la vertiente oriental, mientras que hay muy pocas especies representadas en áreas protegidas en el lado occidental de la cordillera, incluso en altitudes elevadas (Franco et al. 2007). En la cordillera Oriental también se encuentran 25 de las 116 Áreas Importantes para la Conservación de las Aves (AICAS) declaradas para Colombia (Franco et al. 2009), localizadas principalmente en Santander, Boyacá y Cauca.

Las numerosas especies de aves encontradas en la región Andina y en la cordillera Oriental son producto de varios eventos. El levantamiento de los Andes, con su máxima complejidad geomorfológica en las tres cordilleras, cada una con diferentes orígenes geológicos, condujo a la creación de gran cantidad de ambientes donde ocurrieron numerosos eventos de radiación y diversificación. También la conexión con América del Norte fomentó un intercambio de biota con América del Sur; muchas especies llegaron a los Andes septentrionales y se diversificaron allí. De igual forma, las fluctuaciones climáticas del Pleistoceno probablemente produjeron contracciones y expansiones del área de distribución y aislamiento de las poblaciones, con posterior especiación y eventos de radiación. Como resultado no solo se generó una diversidad regional muy alta, mayor a la existente en la Amazonía, sino también niveles de endemismo extraordinarios (Kattan et al. 2004). Existe además una alta composición de especies localizada de manera diferencial en patrones verticales (tierras bajas y tierras altas) y horizontales (entre cordilleras y entre vertientes de las mismas) (Franco et al. 2007).

Sin embargo, a pesar de los elevados valores de riqueza de aves en el país y en particular en la región Andina, el estado de amenaza de la avifauna ha sido motivo de preocupación (Renjifo et al. 2000, Renjifo et al. 2002,

Renjifo et al. 2014, Renjifo et al. 2016). Lehman (1970) y Olivares (1970) citados en Renjifo et al. (2002), fueron los primeros en llamar la atención sobre los efectos negativos de las presiones humanas sobre la avifauna nacional. El primer análisis sistemático de las especies amenazadas fue realizado por Hilty & Brown (1985), quien elaboró una “lista azul” de 135 especies, constituyendo un sistema de alerta temprana a los entes encargados sobre aquellas aves que requerían atención y acción. Publicaciones posteriores también abordaron el riesgo de extinción de las especies, como la realizada por Renjifo (1998), quien efectuó el primer análisis del nivel de amenaza de las aves en Colombia, desde una perspectiva nacional, utilizando el sistema de categorización de especies de la UICN. En este caso, el autor encontró 83 especies de aves amenazadas, de las cuales 15 eran endémicas y 20 casi endémicas. Posteriormente, dentro de la Estrategia Nacional para la Conservación de las aves (Renjifo et al. 2000), se publicó el Libro Rojo de las Aves de Colombia (Renjifo et al. 2002), encontrando 112 especies de aves amenazadas, 47 de ellas endémicas. Allí se identificó que la principal amenaza es la pérdida de hábitat.

De manera más reciente, en el Libro Rojo de Aves de Colombia Volumen I, Renjifo et al. (2014) analizaron el riesgo de extinción de las aves de los bosques húmedos de los Andes y la Costa Pacífica. Del total evaluado, 68 se encontraron en diferentes categorías de amenaza (28 endémicas) y 18 fueron casi amenazadas (dos endémicas). También Renjifo et al. (2016) evaluaron el riesgo de extinción de especies de aves acuáticas, marinas, de ecosistemas abiertos o secos, sistemas montañosos del Darién y la Sierra Nevada de Santa Marta, ecosistemas insulares y bosques húmedos del país (tierras bajas del norte, centro y oriente), encontrando 72 especies en alguna categoría de amenaza (27 endémicas) y 10 casi amenazadas (una endémica).

Centrando la atención en la cordillera Oriental, actualmente sobre los 1000 msnm y en los bosques húmedos, hay 33 especies de aves amenazadas (11 endémicas) y nueve casi amenazadas (una endémica) (Renjifo et al. 2014), en tanto que en los bosques secos hay dos especies amenazadas (dos endémicas) (Renjifo et al. 2016). La principal amenaza para las especies es la pérdida de bosques montanos y secos, que se encuentran en un estado avanzado de deforestación (Armenteras et al. 2003, Gómez et al. 2016). En la cordillera, las aves son particularmente vulnerables a la extinción por

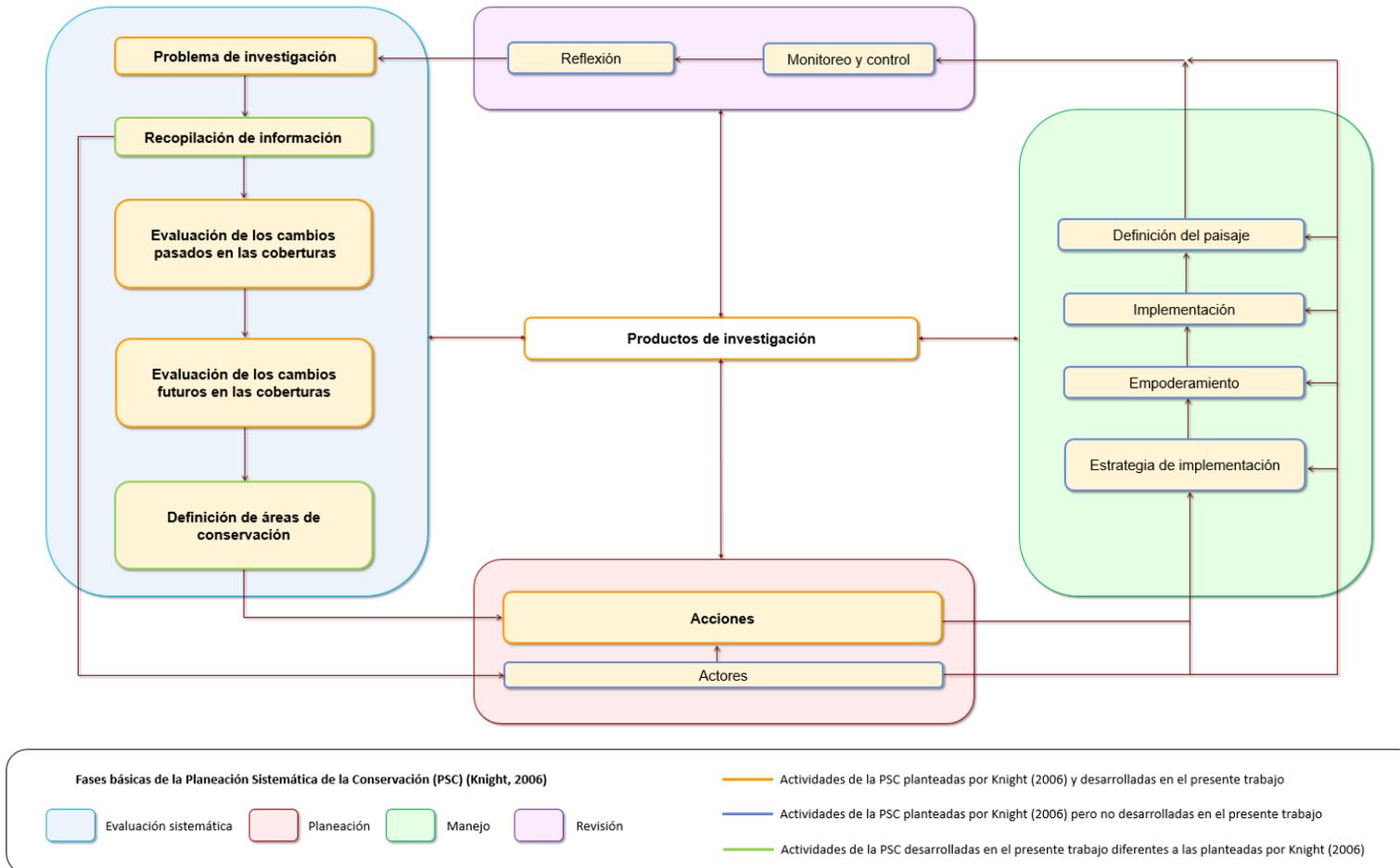
pérdida de hábitat (Renjifo et al. 2014, Renjifo et al. 2016), porque existe una gran heterogeneidad en la composición de especies entre altitudes y vertientes, estando agrupadas en varias unidades biogeográficas y se registran elevados valores de riqueza regional (Kattan et al. 2004), por tanto, si se pierde hábitat en cualquier área de la cadena montañosa, la cantidad de especies afectadas es muy alta. También muchas aves tienen requerimientos particulares de hábitat (Herzog & Kattan 2011), son endémicas (Rodríguez et al. 2006) y poseen rangos de distribución restringidos (Renjifo 1999), aspecto que es considerado el predictor más importante de la amenaza de extinción de las aves de bosque (Harris & Pimm 2008). Los impactos humanos a gran escala en la cordillera Oriental no solo amenazan la diversidad y singularidad de la avifauna, sino también los procesos evolutivos que han generado y mantenido esta diversidad (Herzog & Kattan 2011).

Teniendo en cuenta lo mencionado, se toma como base a Renjifo et al. (2000), Renjifo et al. (2002), Renjifo et al. (2014) y Renjifo et al. (2016), donde se hace énfasis en la necesidad de emitir medidas inmediatas para contrarrestar las fuentes de amenaza de las aves, particularmente aquellas asociadas con la protección de sus hábitats. Para ello es importante efectuar, dentro de la planeación de la conservación, definición de áreas que permitan la representatividad de las especies. Más detalles sobre este tema se encuentran a continuación.

### **2.3. Planeación sistemática de la conservación**

La extinción es el aspecto más grave dentro de la crisis de la biodiversidad, considerando que puede ser un proceso irreversible (Eken et al. 2004). Dado que la principal amenaza es la pérdida de hábitat, la definición de áreas para la conservación es un tema muy importante, teniendo en cuenta que debe mantener poblaciones viables en el espacio y en el tiempo (Burbano 2013, Margules & Pressey 2000). Estas consideraciones están implícitas dentro de los criterios de la Planeación Sistemática de la Conservación (PSC), que permiten determinar prioridades en áreas con características relevantes (Granizo et al. 2006). La incorporación del riesgo de extinción dentro del proceso, es crucial en la prevención de la pérdida futura de biodiversidad, de tal forma que sea posible anticiparse a los hechos evitando mayores amenazas para las especies (Cardillo et al. 2006, Margules & Pressey 2000).

La PSC (Figura 2) ha surgido como una rama de la Biología de la Conservación con múltiples métodos para identificar prioridades utilizando elementos que representen o sean sustitutos de la biodiversidad. Este enfoque requiere el establecimiento de objetivos claros que puedan traducirse en metas de conservación explícitas y medibles.



**Figura 2.** Modelo operacional de la planeación de la conservación con sus respectivas fases: evaluación sistemática, planeación, manejo y control (modificado de Knight et al. (2006)). El conocimiento científico (productos de investigación) permea continuamente todas las fases, siguiendo lo propuesto por Knight et al. (2006) y Romero & Acosta (2012).

En Latinoamérica, la mayor cantidad de estudios sobre PSC se enfocan en mamíferos y aves, sin embargo, son reducidos los ejercicios de planeación que llegan a su total implementación, seguimiento y control (March et al. 2009). La PSC puede describirse en un modelo operativo (Figura 2) que incluye una conceptualización simplificada de cómo funciona el proceso. En general, se organiza en cuatro fases: i) la evaluación sistemática, ii) la planeación, iii) el manejo y iv) la revisión. La evaluación sistemática implica la aproximación científica a elementos valiosos de la naturaleza, con el fin de seleccionar y definir áreas de conservación y la planeación da el siguiente paso, a través de la formulación de recomendaciones o acciones que puedan ser utilizadas por los actores encargados del manejo (Knight et al. 2006). Estas acciones o recomendaciones pueden ser útiles en el planteamiento e implementación de políticas, estrategias, planes, programas o proyectos, encaminados a la conservación de las áreas seleccionadas. El rol de la investigación en la definición de áreas relevantes para las especies y en la emisión de recomendaciones científicas que puedan ser utilizadas en el territorio, constituye una de las bases centrales para el desarrollo de procesos eficaces de conservación (Kareiva & Marvier, 2012, Knight et al. 2008, Lawler et al. 2006).

Los aspectos de la PSC desarrollados en el presente trabajo se detallan a continuación. Inicialmente se describe la importancia de evaluar cambios en el hábitat para definir áreas de conservación, luego se describen los aspectos centrales a considerar en la priorización de áreas, posteriormente se destaca la importancia de las aves como sustitutos de la biodiversidad y finalmente se describe el rol de la investigación en la emisión de acciones de conservación.

### **2.3.1. Evaluación de los cambios en el hábitat para definir áreas de conservación**

El hábitat, como sustituto de la biodiversidad, considera a nivel de paisaje la cantidad y configuración de las coberturas vegetales (Lindenmayer et al. 2002, Rondinini et al. 2006). La pérdida de hábitat, particularmente de bosques, cuyas tasas de deforestación siguen en incremento, han sido impulsadas por continuos cambios en los usos del suelo (Rodríguez et al. 2012). Los cambios en las coberturas y usos del suelo (CCUS) no solo

involucran aspectos biofísicos (condiciones ambientales que propician un cambio de uso), sino que también incluyen aspectos políticos, económicos, sociales y demográficos (Osorio et al. 2015). La integración de información sobre los CCUS dentro de la planeación de la conservación, es un aspecto fundamental para identificar arreglos y patrones (Cayuela et al. 2009) que permitan definir áreas con características relevantes para la conservación de las especies (Margules & Pressey 2000).

Aunque existe una amplia variedad de aproximaciones, los CCUS pueden ser identificados mediante análisis geoespaciales, sistemas de información geográfica (SIG) y herramientas de modelación, con el fin de determinar las trayectorias espacio-temporales históricas de las coberturas y realizar proyecciones a futuro, que permitan la comprensión integral de las causas y procesos asociados a las dinámicas de transformación (Mas & Flamenco 2011, Mas et al. 2011, Rodríguez 2011). Los CCUS han sido evaluados en numerosas investigaciones, algunas de ellas realizadas en zonas montañosas de países como Bolivia (Brandt & Townsend 2006) y México (Martínez et al. 2009). En Colombia, los estudios sobre CCUS se han enfocado principalmente en coberturas boscosas, como aquellos realizados por Armenteras et al. (2011), Armenteras et al. (2013), Cortés (2013), Etter & Villa (2000), Etter et al. (2005), Etter et al. (2006), Rodríguez (2011) y Sánchez (2014).

Dentro de los procesos de modelación de CCUS, los enfoques espacialmente explícitos son los más usados y fueron desarrollados originalmente para medir la deforestación (Kaimowitz & Angelsen 1998, Lambin 1997). Estas aproximaciones implican la evolución espacial de alguna de sus variables en relación con factores biofísicos y socioeconómicos, asociados con la transformación de las coberturas (Zavala et al. 2006). La modelación de la deforestación tiene fundamentalmente dos objetivos, identificar las tendencias en la magnitud de la deforestación esperada a mediano plazo e identificar patrones espaciales de localización y dispersión del fenómeno (González et al. 2011). Los modelos han sido empleados en diversos estudios, varios de ellos enfocados en procesos de deforestación (Echeverría et al. 2008, Etter et al. 2006), su relación con cambios en el hábitat de las especies (Vale 2007, Vale et al. 2008) y en la generación de prioridades de conservación (Peralvo et al. 2007, Thomassen et al. 2010).

La aplicación de los modelos espacialmente explícitos ha recibido considerable atención, particularmente en el dominio de la modelación prospectiva, donde el principal objetivo es simular transiciones a futuro, en función de un amplio conjunto de variables explicativas (Mas et al. 2011, Mas et al. 2014). Estos modelos pueden representar cambios futuros en la cobertura, integrando técnicas como las cadenas de Markov, los pesos de evidencia, y los autómatas celulares. Las cadenas de Markov se emplean para generar las probabilidades de transición de una cobertura particular y los pesos de evidencia se utilizan para calcular los mapas potenciales de transición, con base en datos biofísicos y socioeconómicos (Mas et al. 2014, Rodríguez 2011, Kamusoko et al. 2011). Para simular los cambios futuros en la cobertura, las funciones de los autómatas celulares integran i) las transiciones de la cobertura, ii) la probabilidad de transición dada la variabilidad espacial de variables biofísicas y socioeconómicas, y iii) ciertas condiciones específicas en la ubicación de la cobertura incluidas en las reglas definidas en el autómata (Kamusoko et al. 2011).

En relación con las aves, se han realizado diferentes investigaciones con modelación predictiva, algunas de ellas determinando los impactos proyectados de los CCUS y del cambio climático en el hábitat de las especies (Barbet et al. 2012, Jetz et al. 2007) y el efecto futuro de las presiones antrópicas en las tasas y el riesgo de extinción de las mismas (Bird et al. 2012, Lee y Jetz 2011, Pimm et al. 2006, Vale et al. 2008). En Colombia son escasos los estudios que empleen modelaciones para realizar proyecciones futuras en relación con las aves. Entre los trabajos reportados se encuentra la determinación de los efectos del cambio climático en el hábitat de las especies presentes en áreas protegidas (Velásquez et al. 2013) y el diseño de estrategias de conservación con base en modelos de distribución de especies en los Andes tropicales bajo escenarios de cambio climático (Ramirez et al. 2014). Gran parte de las investigaciones se han centrado principalmente en elaborar modelos de distribución de especies en riesgo de extinción (Botero et al. 2012, Freeman & Mason 2015, Graham et al. 2010, Renjifo et al. 2014, Renjifo et al. 2016, Valencia & Armenteras 2004, Velasquez et al. 2013).

Los modelos espacialmente explícitos son una abstracción o generalización de la realidad y por lo tanto implican limitaciones e incertidumbres (Rondinini et al. 2006). Es poco probable que puedan tenerse en cuenta todas las variables que inciden en una problemática y las

características de calidad, resolución y cobertura de la información no siempre permiten aplicar de manera óptima toda la información (González et al. 2014). Estos factores deben ser evaluados, comunicados y tomados en consideración en la planeación de la conservación (Rondinini et al. 2006). Sin embargo, las modelaciones constituyen una herramienta fundamental para el uso sostenible de los recursos en muchos países tropicales, teniendo importantes implicaciones en la definición de áreas de conservación (Elith & Leathwick 2009, Maestre 2006, Rodríguez 2011), cuyos aspectos centrales se detallan a continuación.

### **2.3.2. Definición de áreas para la conservación**

La definición de áreas para la conservación ha emergido como una de las herramientas más importantes para evitar la extinción de las especies (Langhammer et al. 2007) y Colombia, tras ratificar el Convenio de Diversidad Biológica (Ley 165 de 1994) está en la obligación de emitir directrices, diseñar e implementar áreas prioritarias (Armenteras & Rodriguez 2007). Siguiendo los criterios de la UICN, la selección de áreas de conservación debe tener en cuenta dos variables centrales, i) la irremplazabilidad, una medida del valor de conservación para las distintas opciones geográficas (o espaciales) existentes, dado por la presencia de especies con rangos de distribución restringidos, por especies congregatorias o por ensamblajes localizados en un solo bioma (Eken et al. 2004) y ii) la vulnerabilidad, que se refiere a la probabilidad de que el valor de la biodiversidad de un sitio se pierda en el futuro, considerando una o varias amenazas (Langhammer et al. 2007, García et al. 2007). En el caso de la selección de AICAS y Áreas Clave para la Biodiversidad, el criterio de vulnerabilidad comúnmente utilizado es la presencia de especies amenazadas (Eken et al. 2004, García et al. 2007).

Otro principio importante en el proceso de definición de áreas relevantes para las especies es la complementariedad, es decir la identificación de aquellas zonas que mejor complementan la red de áreas protegidas existentes (Granizo et al. 2006, Langhammer et al. 2007, Pierce et al. 2005). En este sentido, aunque las áreas protegidas permiten conservar la biodiversidad y son la piedra angular para construir las estrategias regionales, no son la única aproximación, ni la más efectiva en todos los casos, siendo también importante generar formas alternativas de

conservación fuera de estos espacios (Margules & Pressey 2000). En el caso de las especies en riesgo de extinción, la pérdida de hábitat reduce el rango de distribución (Jetz et al. 2007) y por tanto muchas de ellas no se encuentran en ninguna área protegida o no están representadas adecuadamente (es decir, en un nivel que garantice su probabilidad de persistencia) (Venter et al. 2014). Este efecto aumenta teniendo en cuenta que en las zonas con mayor incidencia de pérdida de hábitat hay menor número de áreas de conservación (Gutiérrez & Joost 2010, Margules & Pressey 2000). En Colombia en particular, la mayor proporción de áreas protegidas, especialmente aquellas de gran tamaño, se encuentra en zonas intactas y difíciles de acceder como la Amazonía, sin embargo, su número es menor en zonas altamente amenazadas y con elevados niveles de riqueza y endemismo, como la región Andina (Forero & Joppa 2010).

Además de lo anterior, las áreas seleccionadas deben asegurar representatividad, uno de los objetivos centrales de la Planeación Sistemática de la Conservación. La representatividad se refiere a la necesidad de albergar en las áreas priorizadas la mayor variedad de biodiversidad posible, idealmente todos los niveles de organización. También deben promover la persistencia a largo plazo de las especies, manteniendo los procesos ecológicos que la sustentan, la viabilidad de las poblaciones y la integridad de los ecosistemas (Sarkar et al. 2006). En todos los casos, el proceso de selección de áreas debe considerar el costo – eficiencia, porque deben favorecer el retorno adecuado de las inversiones, dados los recursos limitados que existen para este proceso (Wilson et al. 2011). La definición de áreas de conservación implica la utilización de sustitutos de la biodiversidad, siendo las aves uno de los grupos más empleados, como se describe en el siguiente apartado.

### **2.3.3. Las aves como sustituto de la biodiversidad**

Considerando la complejidad biológica y la imposibilidad de conservar especie por especie por las limitaciones de costos, información y tiempo, dentro de la Planeación Sistemática de la Conservación se emplean comúnmente representantes o sustitutos de la biodiversidad, que reflejan el estado abiótico y biótico de un ambiente y pueden correlacionarse con la riqueza total de especies y su abundancia (Eken et al. 2004, Lindsay et al. 2008). Se han propuesto muchos sustitutos, entre ellos grupos taxonómicos

bien conocidos, estables, indicadores, clasificaciones espaciales de coberturas del suelo, procesos, entre otros. Si se utilizan especies, estas deben ser sensibles al cambio ambiental, con amplios rangos de distribución, costo – efectivas en el muestreo y ser relevantes en procesos ecológicos significativos (Lindsay et al. 2008). En todos los casos, los planificadores asumen que los esfuerzos de conservación realizados para proteger los sustitutos también son efectivos para conservar otros elementos de la biodiversidad que no son tenidos en cuenta de manera directa dentro del proceso (Rodrigues & Brooks 2007).

Las aves han sido comúnmente utilizadas como sustitutos de la biodiversidad (Gregory et al. 2005, Ikin et al. 2016, Larsen et al. 2012, Rodrigues & Brooks 2007) porque son uno de los grupos más conocidos, su estatus filogenético está bien definido, son relativamente fáciles de monitorear, coleccionar e identificar, existen series temporales que permiten revisar patrones y tendencias históricas, se encuentran ampliamente distribuidas, son diversas, móviles, ocurren en eslabones altos de las cadenas tróficas y por tanto responden a cambios funcionales de las mismas, su presencia, abundancia y éxito reproductivo se encuentran influenciados por la composición y configuración del hábitat a múltiples escalas (Roberge 2006) y son sensibles a los cambios ambientales (naturales y antrópicos) (Gregory & Strien 2010). Sin embargo, es probable que las aves respondan a un conjunto de factores ambientales más que a uno solo, por tanto, debe tomarse con cautela la interpretación de tendencias. De manera general, las aves son menos especializadas en el uso de microhábitats que otros grupos biológicos, ocurren a menudo en escalas espaciales más amplias y algunas se benefician de los cambios antrópicos. Aunque estas limitaciones también aplican a otros organismos que podrían ser sustitutos de la biodiversidad (Gregory et al. 2005), es recomendable utilizar datos de varios taxones para la definición de áreas prioritarias de conservación (Garson et al. 2002).

Luego de elegir zonas relevantes utilizando sustitutos de la biodiversidad, la ciencia debe vincularse al contexto público y privado generando acciones de investigación que constituyan el eje orientador de políticas y estrategias para la conservación de las especies y sus áreas de distribución. Este aspecto es ampliado a continuación.

#### **2.3.4. La investigación y su importancia en el planteamiento de acciones de conservación**

Ninguna otra línea de práctica requiere la aplicación de la ciencia con más urgencia que la conservación (Murcia & Kattan 2009). Idealmente debe existir un ciclo de articulación entre los investigadores y el proceso de toma de decisiones ambientales, donde el conocimiento científico es el eje transversal que permea la Planeación Sistemática en todas sus fases (Figura 2) (Romero & Acosta 2012), particularmente desde la generación de información hasta la emisión de planes de acción de investigación, con recomendaciones y actividades específicas. Este proceso es iterativo y por lo tanto debe encontrarse bajo un contexto de mejora permanente, que estrecha los vínculos entre los científicos, los gobiernos y demás actores involucrados, públicos y privados (Carwardine et al. 2008, Rands et al. 2010, Romero & Acosta 2012). Los planes de acción de investigación constituyen puentes esenciales entre la ciencia y la implementación, permitiendo encaminar los esfuerzos de conservación y abordar problemas ambientales complejos de manera acorde con la realidad del entorno (Romero & Acosta 2012). Las acciones de investigación incluyen el reconocimiento de un estado actual o futuro que se quiere modificar o probablemente mantener (Granizo et al. 2006, Rands et al. 2010) y se formulan de tal manera que su empleo permita alcanzar un resultado, minimizando una amenaza o aumentando la viabilidad del objeto de conservación (Granizo et al. 2006). En Colombia se han realizado trabajos que incluyen la formulación de acciones de investigación, como aquellas descritas en la Estrategia Nacional para la Conservación de las Aves, cuyo objetivo principal fue mejorar el estado de las especies, a través del estudio y protección de sus hábitats (Renjifo et al. 2000), las planteadas en los Libros Rojos (Renjifo et al. 2002, Renjifo et al. 2014, Renjifo et al. 2016) y aquellas emitidas por Ocampo & Pimm (2014), Sánchez (2014), Botero et al. (2012) y Ramirez et al. (2014), donde se utiliza el conocimiento científico sobre las aves para generar directrices de conservación.

### **3. Pregunta de investigación, objetivos, hipótesis y predicciones**

#### **3.1. Pregunta de investigación**

¿Dónde y cómo conservar las áreas de distribución de las aves amenazadas y casi amenazadas dependientes de los bosques húmedos y secos de la cordillera Oriental colombiana?

#### **3.2. Objetivos**

##### **Objetivo general**

Proponer áreas para la conservación y el manejo de las áreas de distribución futuras de las aves amenazadas y casi amenazadas dependientes de los bosques húmedos y secos de la cordillera Oriental colombiana.

##### **Objetivos específicos**

- Identificar y cuantificar las áreas de persistencia, ganancia y pérdida de coberturas de bosque natural donde se distribuyen las aves amenazadas y casi amenazadas de la cordillera Oriental colombiana, considerando los periodos 1990 - 2000, 2000 - 2010 y 2010 - 2025.
- Definir áreas de priorización y de complementación para asegurar la representatividad de las áreas de distribución futuras de las aves amenazadas y casi amenazadas dependientes de los bosques húmedos y secos de la cordillera Oriental colombiana.
- Plantear recomendaciones para la conservación y el manejo de las áreas de priorización y de complementación de las aves amenazadas y casi amenazadas dependientes de los bosques húmedos y secos de la cordillera Oriental colombiana.

### **3.3. Hipótesis y predicciones**

#### **3.3.1. Primer objetivo específico**

- **Hipótesis uno**

Se esperan cambios multitemporales de las coberturas de bosque porque los fenómenos de transformación de las mismas son procesos dinámicos en el espacio y en el tiempo, por tanto habrán áreas de ganancia y de pérdida de bosque (Sahagún 2012).

- **Predicción uno**

Estudios espacio temporales de las transformaciones de las coberturas boscosas muestran mayor deforestación en la vertiente sur este de la cordillera Oriental, al occidente de los departamentos de Caquetá, Putumayo y Meta (Galindo et al. 2014, IDEAM 2017) por la presencia de amplias coberturas boscosas, particularmente en áreas protegidas, donde se ha encontrado una gran intervención antrópica en las zonas de borde (Rodríguez 2011) y núcleos de ganancia hacia la zona centro de la cordillera, principalmente en el cañón del Chicamocha y el altiplano cundiboyacense, donde la cercanía a grandes centros urbanos genera migración y abandono de tierras rurales (Sánchez et al. 2012). Considerando lo mencionado, se espera mayor deforestación hacia la zona suroriental y mayor ganancia de coberturas boscosas naturales en la zona central, particularmente hacia la vertiente occidental de la cordillera Oriental.

- **Hipótesis dos**

Considerando que a futuro aumentará la deforestación (Echeverría et al. 2008), se esperan contracciones sustanciales de las áreas de distribución de las aves dependientes de coberturas boscosas naturales (Harris & Pimm 2008, Jetz et al. 2007).

- **Predicción dos**

Dado que las aves amenazadas y de ellas las endémicas de Colombia se encuentran en áreas de distribución geográfica restringidas (Renjifo et al.

2014, Renjifo et al. 2016), se espera que sean las más afectadas por la pérdida de coberturas boscosas naturales en la cordillera Oriental.

### **3.3.2. Segundo objetivo específico**

- **Hipótesis**

En la región Andina las áreas protegidas son espacialmente insuficientes (Rodríguez et al. 2013), para las aves en riesgo de extinción (Franco et al. 2007), por lo tanto se requieren zonas complementarias para asegurar la representatividad de las áreas de distribución de las especies (Porter et al. 2012).

- **Predicción**

Dado que en la región Andina hay una reducida cantidad de áreas protegidas, tienen bajas extensiones y se encuentran localizadas en altas elevaciones (Forero & Joppa 2010), no logran representar adecuadamente las áreas de distribución de las aves (Franco et al. 2007), por tanto, se espera que en la cordillera Oriental se requieran zonas de priorización (localizadas en las áreas protegidas con la mayor cantidad de áreas de ocupación futuras de las aves) y zonas de complementación (fuera de las áreas protegidas mencionadas) para asegurar la representatividad de las especies. Ambas áreas serán particularmente importantes para las aves amenazadas y endémicas de Colombia, que actualmente tienen rangos de distribución geográfica restringidos y no se encontrarán en ninguna área protegida o no estarán representadas adecuadamente dentro de éstas (Venter et al. 2014).

### **3.3.3. Tercer objetivo específico**

- **Hipótesis**

En las áreas protegidas, dadas las restricciones de uso del suelo, las acciones se enfocan hacia la conservación (Castaño 2005) mientras que en las áreas fuera de éstas, dados los múltiples usos del suelo existentes (Das et al. 2006) las acciones se orientan hacia el manejo.

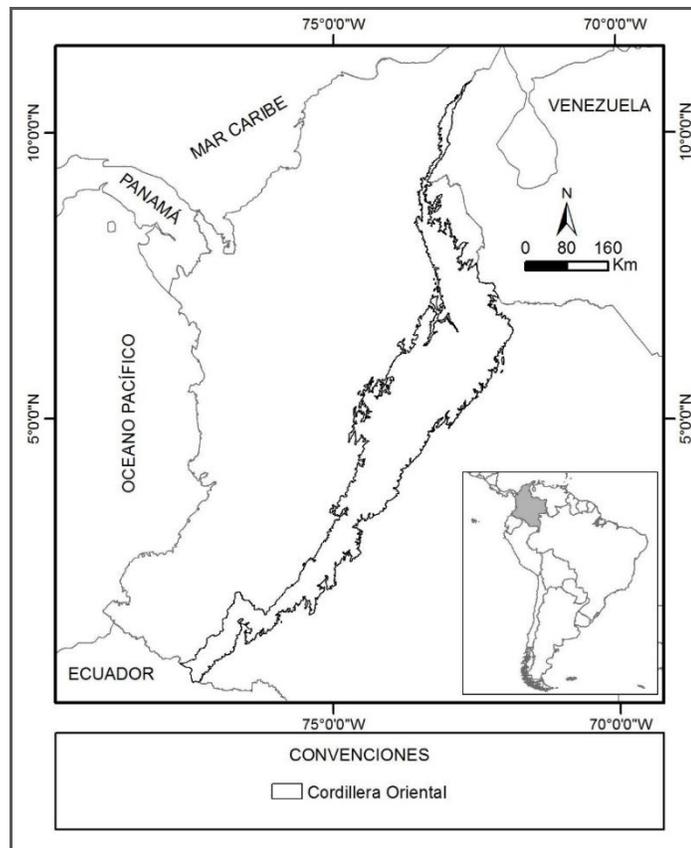
- **Predicción**

En Colombia las áreas protegidas se encuentran definidas específicamente para alcanzar objetivos de conservación, por tanto, todas las acciones para las mismas se construyen bajo este contexto (Rojas 2014), sin embargo, fuera de tales categorías existe un mosaico de actores que generan una amplia variedad de usos del suelo y por tanto las acciones se enfocan hacia el manejo de las coberturas boscosas naturales relevantes inmersas en el territorio (Vásquez & Andrade 2016). Dado lo anterior, se espera que en la cordillera Oriental se requieran recomendaciones de conservación y recomendaciones de manejo en las áreas de priorización y de complementación definidas para las especies, respectivamente.

## 4. Métodos

### 4.1. Área de estudio

El área de estudio corresponde a la cordillera Oriental colombiana, delimitada sobre los 1000 msnm y ubicada entre los 10°57'15" N, 0°23'24" S, 71°50'55" E y 77°39'48" W, con una extensión de 9.946.810 ha (99.468 km<sup>2</sup>) (Figura 3). Esta es la cordillera más extensa y constituye una de las zonas más complejas y heterogéneas a nivel topográfico, ecológico y socioeconómico del país, albergando cerca del 37 % de la población (López et al. 2014, Rodríguez et al. 2006, Salazar 2010). Es considerada como una prioridad de conservación global, por su diversidad biológica, endemismo y vulnerabilidad (Myers et al. 2000, Olson & Dinerstein 2002).



**Figura 3.** Área de estudio. La cordillera Oriental colombiana se encuentra delimitada sobre los 1000 msnm.

El 30 % de la cordillera Oriental se encuentra clasificada como clima cálido, el 27 % como templado, el 25 % como frío y el restante 17 % es muy frío, sub-páramo o páramo (Salazar 2010). Sobre los 1.000 msnm las principales coberturas naturales corresponden a bosques montanos (1.000 – 3.500 msnm) (Armenteras et al. 2003), clasificados como húmedos, muy húmedos y pluvial montanos (Holdridge 1967) que ocupan la mayor extensión de los ecosistemas naturales en los Andes colombianos (39,5 %). También se encuentran bosques secos (con una cobertura menor al 1,1 %), entre los 1000 y 1200 msnm, aproximadamente, donde hay un prolongado período de sequía y precipitaciones promedio anuales de 730 mm (Rodríguez et al. 2006). Tanto los bosques montanos (Armenteras et al. 2003) como los bosques secos son las áreas bajo mayor amenaza de deforestación (Cárdenas et al. 2015). Los ecosistemas transformados se distribuyen en un 23,7 % en el piso subandino, 12,5 % en el andino y altoandino y 1,4 % en los ecosistemas de páramo (Rodríguez et al. 2006). Dada la amenaza sobre las coberturas naturales, en la cordillera Oriental se han establecido varias áreas protegidas. Los ecosistemas naturales presentes dentro del Sistema de Parques Nacionales Naturales (SPNN) cubren 8 % del total de la cordillera y de este total, el 25 % corresponde a bosques montanos y el 0,2 % a bosques secos. Los principales factores en el SPNN son la extracción de recursos y la presencia de ganado pequeño para subsistencia (Armenteras et al. 2003).

#### **4.2. Especies de aves evaluadas**

En el presente estudio se incluyeron las especies de aves amenazadas y casi amenazadas reportadas en el Libro Rojo de Aves de Colombia Volumen I (Renjifo et al. 2014) y Volumen II (Renjifo et al. 2016), cuya área de distribución se encontrara localizada por encima de los 1000 msnm. En total se evaluaron 44 especies, 42 dependientes de bosques húmedos (12 endémicas de Colombia) y 2 dependientes de bosques secos (ambas endémicas de Colombia). De las 14 aves endémicas de Colombia, ocho son endémicas de la cordillera Oriental. 35 especies se encuentran en alguna categoría de amenaza (3 en peligro crítico, 12 en peligro, 20 vulnerables) y 9 son casi amenazadas (Tabla 1). La ecología general de todas las aves se encuentra en el Anexo 1.

Las aves amenazadas fueron incluidas en la investigación considerando el criterio de vulnerabilidad. Teniendo en cuenta que uno de los fines más importantes de la conservación es prevenir la pérdida de especies (Eken et al. 2004), la vulnerabilidad, es decir la probabilidad de que el valor de la biodiversidad de un sitio se pierda en el futuro, es uno de los aspectos centrales utilizados por la UICN para la identificación de áreas clave dentro de la Planeación Sistemática de la Conservación (Langhammer et al. 2007).

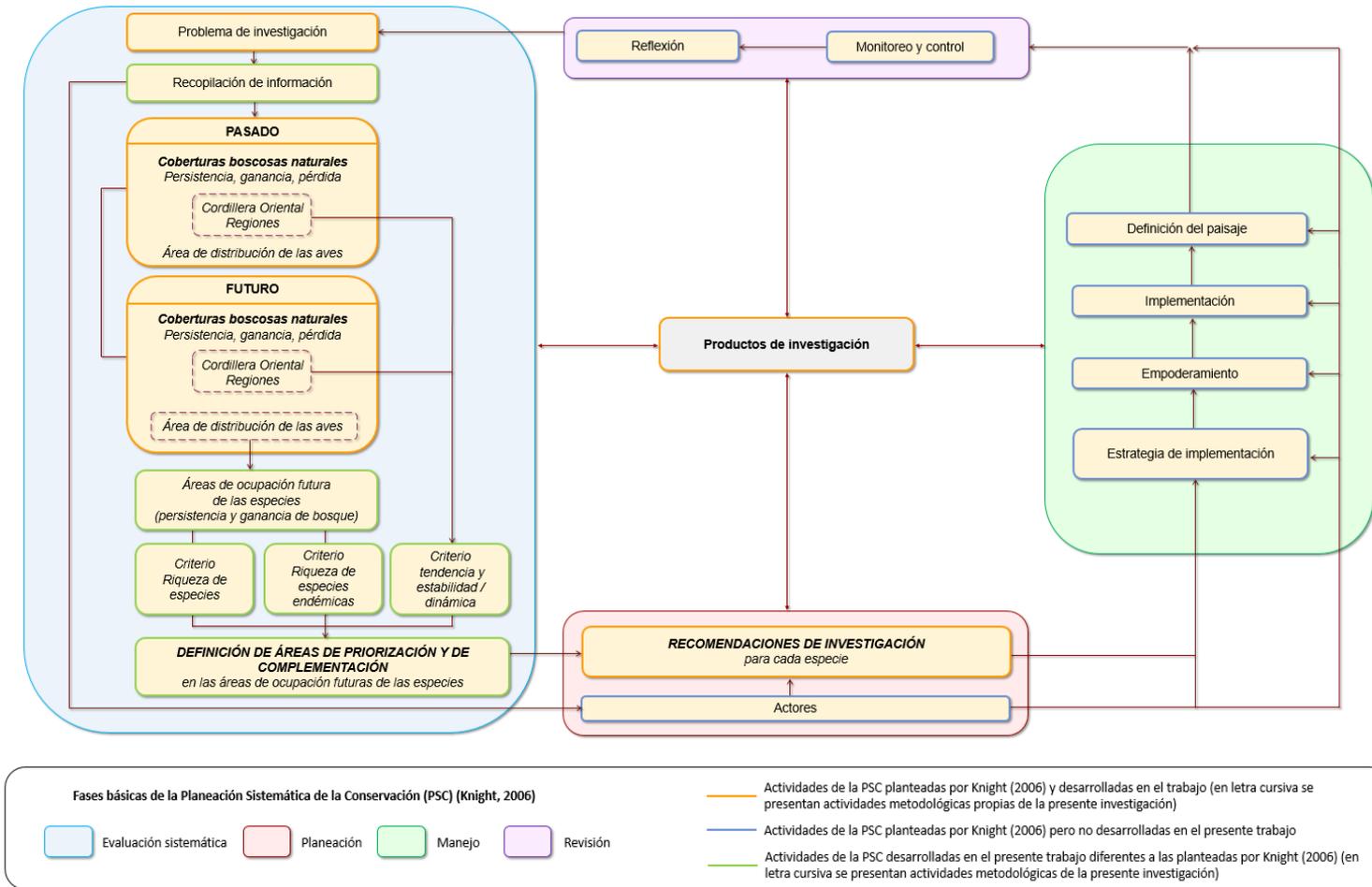
En el caso de las aves casi amenazadas, aunque ahora no se encuentran en categorías de amenaza, poseen un riesgo latente de extinción y podrían estar amenazadas en el futuro (Cardillo et al. 2006), por tanto, es importante evaluar su estado actual y los cambios que tendrán sus áreas de distribución con el paso del tiempo, para anticiparse a los hechos y tomar acciones preventivas, antes de que ocurran nuevas pérdidas de especies, como lo destaca Jetz et al. (2007) y Şekercioğlu et al. (2004).

Para contextualizar los métodos desarrollados en la presente investigación, la Figura 4 muestra el modelo operacional de la Planeación Sistemática de la Conservación con sus respectivas fases: evaluación sistemática, planeación, manejo y control (modificado de Knight et al. (2006)) y dentro de éste se señalan las actividades metodológicas generales del estudio y como se acoplan a las fases mencionadas. Posteriormente (Figura 5) se presenta una ampliación del modelo operacional, con un diagrama detallado de los métodos utilizados para desarrollar cada uno de los objetivos específicos.

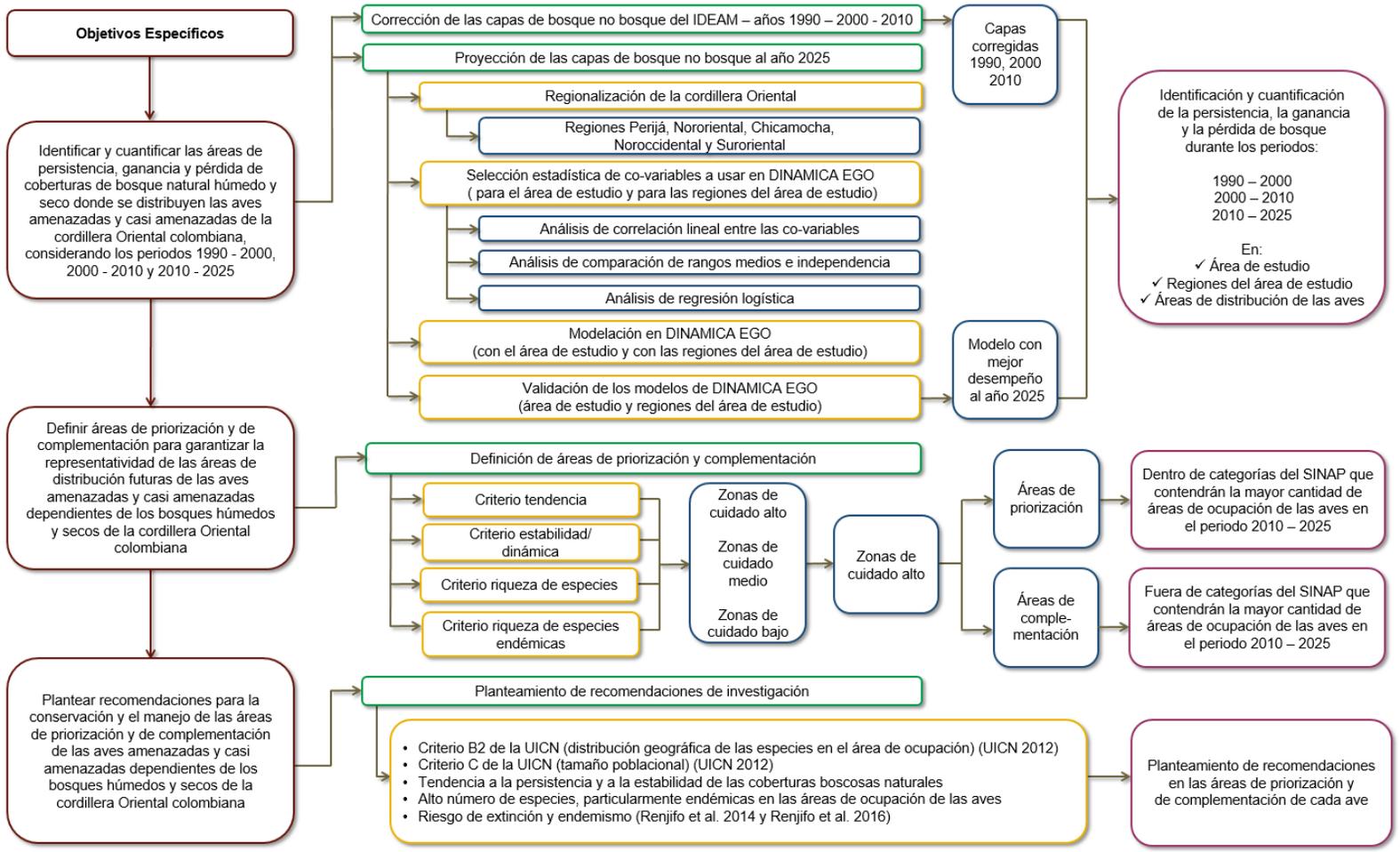
**Tabla 1.** Especies de aves amenazadas y casi amenazadas incluidas en el estudio con base en Renjifo et al. (2014) y Renjifo et al. (2016). Se detalla el tipo de coberturas boscosas donde se distribuyen las aves (bosques seco o húmedo), su categoría de amenaza y si son endémicas de Colombia y de la cordillera Oriental.

Nombre científico	Bosque húmedo / seco	Categoría	Endémica de Colombia / no endémica	Endémica de la cordillera Oriental
<i>Crypturellus obsoletus castaneus</i>	Húmedo	CR	Endémica de Colombia	Endémica de la cordillera Oriental
<i>Buteogallus solitarius</i>	Húmedo	CR	No endémica	
<i>Thryophilus nicefori</i>	Seco	CR	Endémica de Colombia	Endémica de la cordillera Oriental
<i>Tinamus osgoodi</i>	Húmedo	EN	No endémica	
<i>Pauxi pauxi</i>	Húmedo	EN	No endémica	
<i>Odontophorus strophium</i>	Húmedo	EN	Endémica de Colombia	Endémica de la cordillera Oriental
<i>Spizaetus isidori</i>	Húmedo	EN	No endémica	
<i>Ognorhynchus icterotis</i>	Húmedo	EN	No endémica	
<i>Pionus fuscus</i>	Húmedo	EN	No endémica	
<i>Grallaria kaestneri</i>	Húmedo	EN	Endémica de Colombia	Endémica de la cordillera Oriental
<i>Macroagelaius subalaris</i>	Húmedo	EN	Endémica de Colombia	Endémica de la cordillera Oriental
<i>Grallaria alleni</i>	Húmedo	EN	No endémica	
<i>Doliornis remseni</i>	Húmedo	EN	No endémica	
<i>Capito hypoleucus</i>	Húmedo	EN	Endémica de Colombia	
<i>Amazilia castaneiventris</i>	Seco	EN	Endémica de Colombia	Endémica de la cordillera Oriental
<i>Pyrrhura calliptera</i>	Húmedo	VU	Endémica de Colombia	Endémica de la cordillera Oriental
<i>Touit stictopterus</i>	Húmedo	VU	No endémica	
<i>Hapalopsittaca amazonina</i>	Húmedo	VU	No endémica	
<i>Scytalopus rodriguezi</i>	Húmedo	VU	Endémica de Colombia	
<i>Pyroderus scutatus</i>	Húmedo	VU	No endémica	
<i>Chloropipo flavicapilla</i>	Húmedo	VU	No endémica	
<i>Creurgops verticalis</i>	Húmedo	VU	No endémica	
<i>Dacnis hartlaubi</i>	Húmedo	VU	Endémica de Colombia	
<i>Atlapetes fuscolivaceus</i>	Húmedo	VU	Endémica de Colombia	
<i>Dendroica cerulea</i>	Húmedo	VU	No endémica	

Nombre científico	Bosque húmedo / seco	Categoría	Endémica de Colombia / no endémica	Endémica de la cordillera Oriental
<i>Hypopyrrhus pyrohypogaster</i>	Húmedo	VU	Endémica de Colombia	
<i>Galbula pastazae</i>	Húmedo	VU	No endémica	
<i>Andigena hypoglauca</i>	Húmedo	VU	No endémica	
<i>Leptosittaca branickii</i>	Húmedo	VU	No endémica	
<i>Grallaria rufocinerea</i>	Húmedo	VU	No endémica	
<i>Ampelion rufaxilla</i>	Húmedo	VU	No endémica	
<i>Buthraupis wetmorei</i>	Húmedo	VU	No endémica	
<i>Anthocephala berlepschi</i>	Húmedo	VU	Endémica de Colombia	
<i>Ara militaris</i>	Húmedo	VU	No Endémica	
<i>Scytalopus perijanus</i>	Húmedo	VU	No endémica	
<i>Odontophorus atrifrons</i>	Húmedo	NT	No endémica	
<i>Accipiter collaris</i>	Húmedo	NT	No endémica	
<i>Coeligena prunellei</i>	Húmedo	NT	Endémica de Colombia	Endémica de la cordillera Oriental
<i>Andigena nigrirostris</i>	Húmedo	NT	No endémica	
<i>Contopus cooperi</i>	Húmedo	NT	No endémica	
<i>Basileuterus cinereicollis</i>	Húmedo	NT	No endémica	
<i>Phlogophilus hemileucurus</i>	Húmedo	NT	No endémica	
<i>Pipreola chlorolepidota</i>	Húmedo	NT	No endémica	
<i>Pyrilia pyrilia</i>	Húmedo	NT	No endémica	



**Figura 4.** Modelo operacional de la Planeación Sistemática de la Conservación (PSC) con sus respectivas fases: evaluación sistemática, planeación, manejo y control (modificado de Knight et al. (2006)). Se señalan las actividades metodológicas generales desarrolladas en el presente trabajo y como se acoplan a las fases mencionadas.



**Figura 5.** Diagrama de los métodos utilizados para desarrollar los tres objetivos específicos del estudio.

### **4.3. Identificación y cuantificación de la persistencia, la ganancia y la pérdida de coberturas boscosas naturales**

La persistencia del bosque ocurre cuando éste permanece en el tiempo, la ganancia cuando hay recuperación del bosque natural en áreas donde no estaba presente previamente y la pérdida cuando el bosque natural es deforestado, convirtiéndose en otro tipo de cobertura (Galindo et al. 2014). En el presente apartado se presenta la identificación y cuantificación de la persistencia, la ganancia y la pérdida de coberturas boscosas naturales en la cordillera Oriental, en regiones de la misma (Perijá, Nororiental, Chicamocha, Noroccidental y Suroriental, que se definen con posterioridad en la sección 4.3.2.1 - Regionalización de la cordillera Oriental) y en las áreas de distribución de las aves amenazadas y casi amenazadas. Es importante mencionar que en el marco teórico del presente trabajo se manejó el término hábitat de las especies, considerando que es comúnmente utilizado en la literatura, sin embargo, siendo consecuentes con los objetivos planteados, para fines del trabajo de grado, las coberturas boscosas naturales se consideran como el único hábitat de las aves.

Inicialmente se efectuó una corrección de las capas de bosque no bosque emitidas por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) y que fueron insumo para realizar un análisis histórico de las transformaciones en los periodos 1990 – 2000 y 2000 – 2010. Posteriormente se efectuó una proyección a 2025 para conocer los cambios que ocurrirán a futuro en las coberturas boscosas naturales. Como la modelación requiere un conjunto de co-variables explicativas, se hizo una selección estadística de aquellas que mejor explicaran la pérdida y la persistencia del bosque, de 2000 a 2010. Las co-variables elegidas fueron luego incluidas en el programa DINAMICA EGO (Soares-Filho et al. 2009), donde se efectuaron simulaciones tanto para la cordillera completa como para regiones de la misma (Perijá, Nororiental, Chicamocha, Noroccidental y Suroriental). El modelo con mejor desempeño, a nivel de cordillera o de regiones, fue elegido para determinar la persistencia, la ganancia y la pérdida de coberturas boscosas naturales en el periodo 2010 – 2025. Los mapas de cada uno de los procesos se encuentran en el Anexo 2.

#### 4.3.1. Corrección de las capas de bosque no bosque del IDEAM

Para identificar y cuantificar la persistencia, la ganancia y la pérdida de bosque histórica ocurrida en la cordillera Oriental, se emplearon las capas de cobertura boscosa de los años 1990, 2000 y 2010 generadas por el IDEAM en el marco del proyecto REDD (programa de las Naciones Unidas para la reducción de emisiones causadas por la deforestación y la degradación de los bosques), donde se clasificaron imágenes satelitales para obtener las coberturas de bosque y no bosque en territorio colombiano, utilizando imágenes (TM5, ETM+), a escala 1:100.000 (los detalles del proceso se encuentran descritos en IDEAM (2014)). Las coberturas de bosque emitidas por el IDEAM son aquellas áreas ocupadas por arbustos, palmas, guaduas, hierbas y lianas, en la que predomina la cobertura arbórea, con una densidad mínima del dosel de 30 %, una altura mínima del dosel (*in situ*) de 5 m y un área mínima de 1,0 ha. Se excluyen las coberturas arbóreas de plantaciones forestales comerciales (coníferas y/o latifoliadas), plantaciones comerciales de palma, árboles sembrados para la producción agropecuaria y árboles en parques urbanos (Galindo et al. 2014).

La existencia de nubes y bandeo en las imágenes Landsat ETM empleadas en la construcción de las capas de bosque no bosque era alta (particularmente para el año 2010, en la zona este de la cordillera Oriental). Para reducir el error generado por este aspecto, se efectuó una corrección de las capas de bosque no bosque de la siguiente manera: La capa del año 1990 fue corregida con la del año 2000, la del año 2000 fue corregida con la del año 2010 y la del año 2010 fue corregida con la del año 2012. La corrección de las capas del IDEAM tuvo en cuenta el supuesto principal de la persistencia de bosque. En este caso, la presencia de bosque en el año superior de cada corrección mencionada anteriormente es producto de la presencia de bosque 10 años antes, tomando como referencia a Etter et al. (2005) quienes mencionan que la cobertura boscosa logra consolidarse en periodos mayores a 10 años. Es decir, la presencia de bosques en el año 2000 implica la presencia de bosque en el año 1990 y la presencia de bosque en el año 2010 implica la presencia de bosque en el año 2000. En el caso del año 2010, éste fue corregido con la capa del año 2012, suponiendo que, si se encontró bosque en el 2012, es porque existía bosque dos años antes, es decir en el año 2010. De esta forma, todos los píxeles que pertenecieron a categorías sin información en el año inferior y que fueron clasificados en el año superior como bosque, fueron convertidos a píxeles de

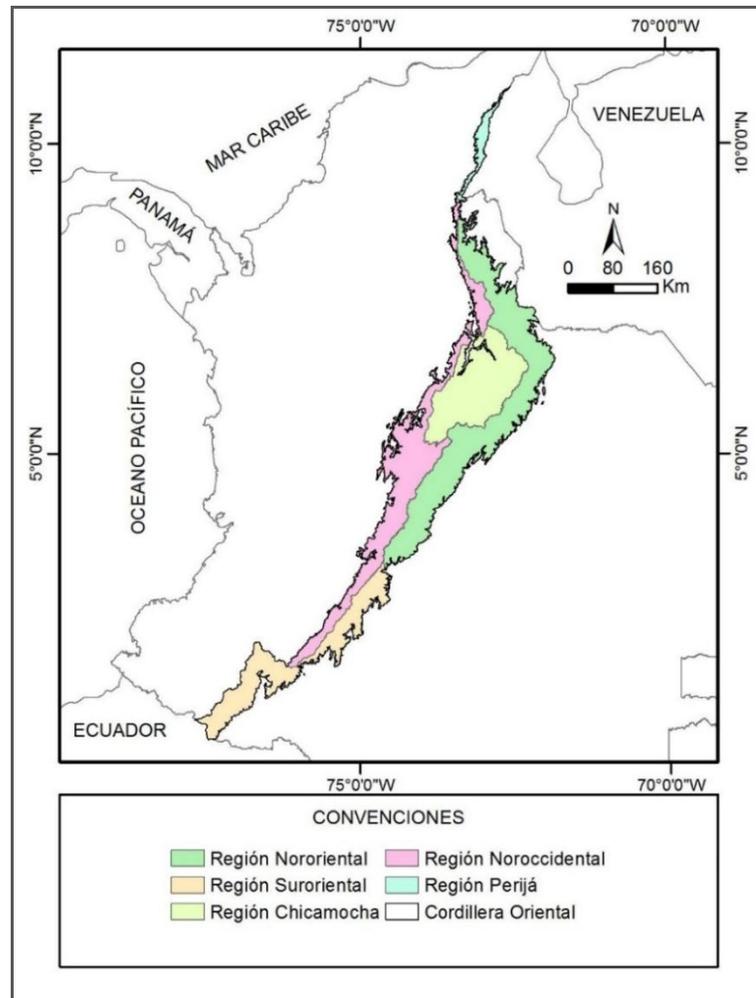
bosque en el año inferior. Luego de la corrección se generaron tres capas de bosque no bosque (1990, 2000 y 2010) que constituyeron la línea base de las coberturas vegetales. Las capas originales de los años 1990, 2000 y 2010 fueron clasificadas por el IDEAM con un tamaño de pixel de 30 m, pero para el presente trabajo fueron reclasificadas a 300 m, utilizando el filtro mayoritario de ArcGIS 10.1 (Esri 2017).

### **4.3.2. Proyección de las capas de bosque no bosque al año 2025**

Con el fin de determinar la persistencia, la ganancia y la pérdida de coberturas boscosas naturales que ocurrirá en la cordillera Oriental de 2010 – 2025, se efectuaron simulaciones al año 2025 empleando el programa DINAMICA EGO (Soares-Filho et al. 2009), un modelo espacialmente explícito usado para determinar los cambios futuros en las coberturas y usos del suelo (Soares-Filho et al. 2002). El proceso general incluyó la regionalización de la cordillera Oriental, la selección estadística de las co-variables a incluir en DINAMICA EGO (Soares-Filho et al. 2009), la simulación y la validación del modelo.

#### ***4.3.2.1. Regionalización de la cordillera Oriental***

Para seleccionar el modelo que mejor explicara los cambios futuros en las coberturas boscosas, se realizaron dos simulaciones diferentes en DINAMICA EGO (Soares-Filho et al. 2009), una utilizando toda el área de estudio y otra empleando regiones de la misma. Para este último proceso, el área de estudio se regionalizó tomando en consideración los patrones de distribución de las aves. Desde una perspectiva biogeográfica, existen agrupaciones subregionales en la cordillera Oriental a nivel de la Serranía del Perijá, de la vertiente este y de la vertiente oeste (Kattan et al. 2004). También se encuentra una avifauna característica en el cañón del Chicamocha (Franco et al. 2009) y al sur de la cordillera, hacia Nariño, Cauca y Putumayo, donde convergen las provincias biogeográficas Chocó, Norandina y Amazonía (Delgado et al. 2014). Considerando lo mencionado, el área de estudio fue subdividida en cinco regiones: Perijá, Nororiental, Chicamocha, Noroccidental y Suroriental (Figura 6).



**Figura 6.** Regiones de la cordillera Oriental.

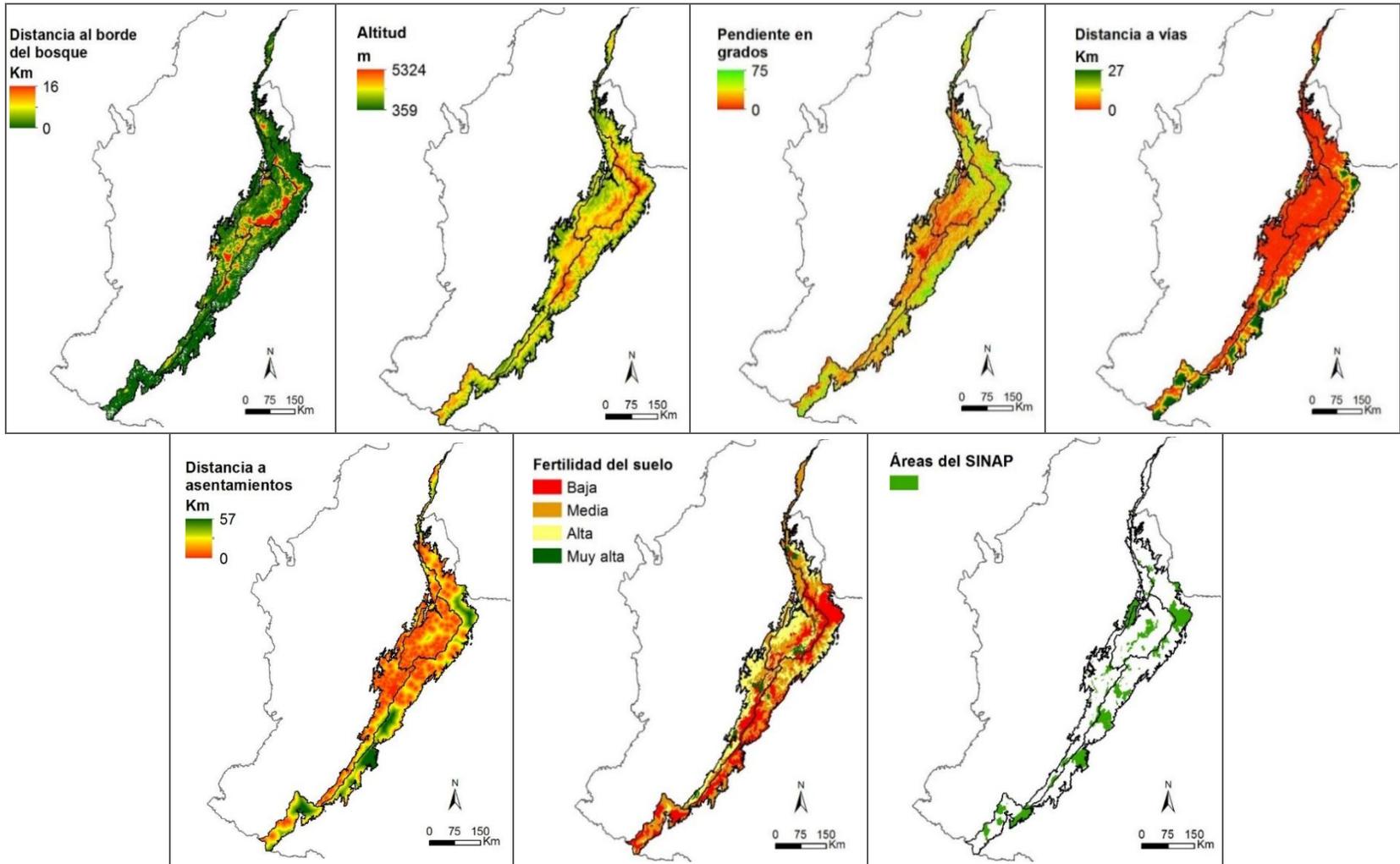
La delimitación de cada región fue realizada utilizando las vertientes de la cordillera Oriental, las subzonas hidrográficas, descritas como macrocuencas (IDEAM 2013), el límite de Colombia y algunos accidentes geográficos tomados de la cartografía base del país generada por el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) a escala 1:100.000 (IGAC 2010) (Tabla 2), que permitieron separar una región de otra, tomando siempre como contorno inferior 1.000 msnm (Figura 6). La altitud máxima en toda la extensión de la cordillera fue de 5410 msnm. Los detalles de la delimitación de cada una de las regiones se muestran en la Tabla 2.

**Tabla 2.** Delimitación de las regiones de la cordillera Oriental. Se incluyen los criterios usados en la delimitación y el área de cada región, en hectáreas.

Región	Delimitación	Área (ha)
Perijá	Zona oeste: 1000 msnm Zona este: límite de Colombia con Venezuela Zona sur: depresión geográfica que separa la Serranía del Perijá de la Serranía de los Motilones	238.986
Nororiental	Zona oeste y norte: vertiente oriental de la cordillera Oriental Zona este: 1000 msnm Zona sur: depresión geográfica del Municipio La Uribe, departamento del Meta (paso de las cruces)	3.503.716
Chicamocha	Contorno exterior de las subzonas hidrográficas del río Chicamocha y del río Suárez	1.954.295
Noroccidental	Zona oeste: 1000 msnm. Al inicio del valle del Magdalena, en el área sur-oeste, el límite transcurre por la subzona hidrográfica del río Suaza, hasta alcanzar la vertiente oriental de la cordillera Oriental, en el macizo colombiano Zona este y sur: vertiente oriental de la cordillera Oriental Zona norte: depresión geográfica que separa la serranía del Perijá de la serranía de los Motilones.	2.569.755
Suroriental	Zona oeste: vertiente oriental de la cordillera Oriental Zona este: 1000 msnm Zona norte: depresión geográfica del municipio la Uribe, departamento del Meta (paso de las cruces) Zona sur: límite de Colombia con Ecuador	1.680.057

#### **4.3.2.2. Selección estadística de co-variables para la modelación en DINAMICA EGO**

Para determinar los cambios futuros en las coberturas del suelo, el programa DINAMICA EGO usa un conjunto de co-variables espaciales explicativas de las dinámicas del paisaje. En este estudio se tomaron como base aquellas que han sido utilizadas por otros autores (Sahagún 2012, Imbach et al. 2013), en Colombia (Burbano 2013, Etter et al. 2006, González et al. 2014, Rodríguez 2011) y en la Región Andina colombiana (Armenteras et al. 2011). El alcance de esta actividad dependió de la pertinencia, la cobertura, la accesibilidad y la calidad de la información disponible. Las co-variables se muestran en la Tabla 3, Tabla 4, Tabla 5 y Figura 8. Sus rangos espaciales de distribución y unidades se observan en la Figura 7.



**Figura 7.** Rangos espaciales de distribución y unidades de las co-variables utilizadas en el estudio.

**Tabla 3.** Co-variables utilizadas en el estudio. Se detallan las co-variables según su tipo (continua o categórica), descripción, unidades, resolución espacial y fuente.

Variable	Tipo	Descripción	Unidades	Resolución Original	Fuente
Distancia al borde del bosque	Continua	Distancia más corta al borde del bosque	km	300 m	Capa de DINAMICA EGO
Distancia a vías	Continua	Distancia euclidiana a vías con un buffer de influencia en la deforestación dependiendo del tipo de vía: Tipo 1: 700 m; Tipo 2: 600 m; Tipo 3: 500 m; Tipo 4: 400 m; Tipo 5: 300 m; Tipo 6: 200 m; Tipo 7: 100 m	km	1:100.000	Capa de vías, Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC)
Distancia a centros poblados	Continua	Distancia euclidiana a centros poblados. Buffer determinado por el tamaño del polígono de cada centro poblado	km	1:100.000	Capa de centros poblados, Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC)
Altitud	Continua	Niveles altitudinales superiores a 1000 msnm	m	Un arcosegundo terrestre	Modelo Digital de Elevación, Servicio Geológico de Estados Unidos (UUSGS)
Pendiente	Continua	Pendiente en grados	Grados	1 km	Derivada de la altitud
Fertilidad del suelo	Categórica	Fertilidad del suelo en cuatro categorías	Muy alta, alta, media, baja	1:500.000	Capa de tipos de suelo, Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) y modificada por Etter et al. (2005)
Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP)	Categórica	Áreas protegidas del SINAP en la cordillera Oriental (Tabla 4, Tabla 5, Figura 8)		Según categoría SINAP	Áreas protegidas descritas en Latorre et al. (2014)

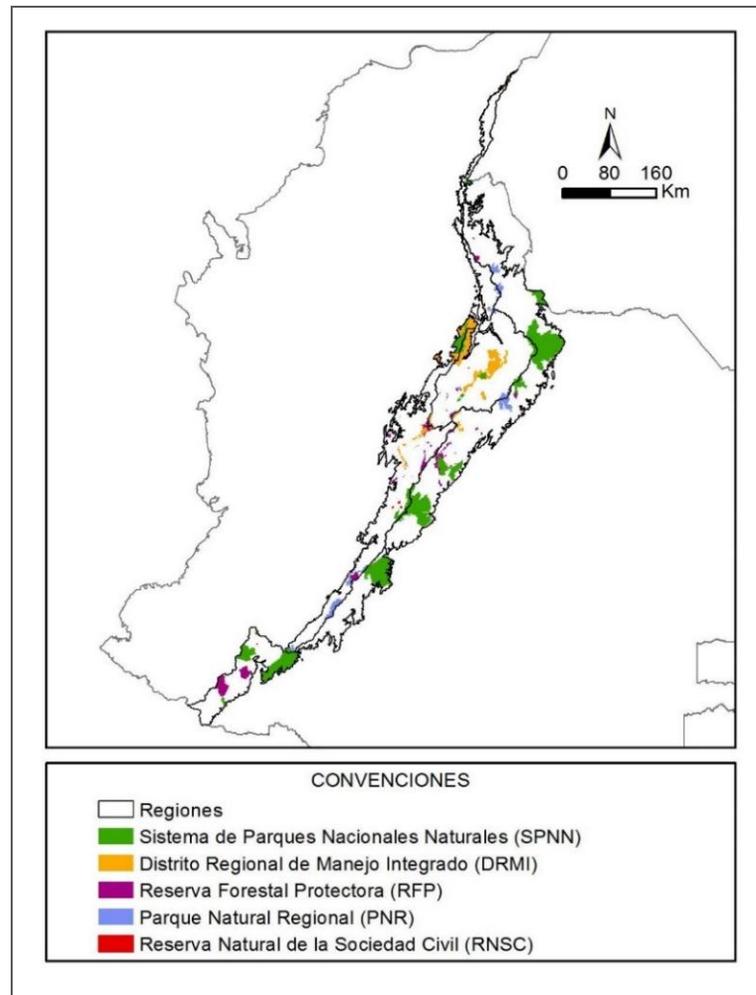
**Tabla 4.** Categorías del SINAP que se encuentran en toda la cordillera Oriental. Se describe el ámbito de gestión, las categorías, el total existente y el área que ocupan en la cordillera.

Ámbito de gestión	Categoría		Total	Área en la cordillera (%)
Áreas Protegidas Nacionales	Sistema de Parques Nacionales Naturales (SPNN)	Parque Nacional (PNN)	13	
		Área Natural Única (ANU)	1	11,79
		Santuario de flora (SF)	1	
		Santuario de fauna (SF)	3	
		Reservas Forestales Protectoras Nacionales (RFPN)	27	1,65
Áreas Protegidas Regionales	Distritos Regionales de Manejo Integrado (DRMI)	Parques Nacionales Regionales (PNR)	15	3,67
		Reservas Forestales Protectoras Regionales (RFPR)	12	1,86
		Reservas Forestales Protectoras Regionales (RFPR)	36	0,38
		Reservas Naturales de la Sociedad Civil (RNSC)	39	0,02

**Tabla 5.** Categorías del SINAP que se encuentran en las regiones de la cordillera Oriental. Se describe el ámbito de gestión, las categorías, el total existente y el área que ocupan en las regiones.

Región	Ámbito de gestión	Categoría		Total	Área en la región (%)
Perijá	Áreas Protegidas Nacionales	Sistema de Parques Nacionales Naturales	Parque Nacional Natural	1	3,24
	Áreas Protegidas Regionales	Distrito Regional de Manejo Integrado		1	4,41
Nororiental	Áreas Protegidas Nacionales	Sistema de Parques Nacionales Naturales	Parque Nacional Natural	6	17,70
			Área Natural Única	1	0,02

Región	Ámbito de gestión	Categoría		Total	Área en la región (%)
		Reserva Forestal Protectora Nacional		17	1,28
	Áreas Protegidas Regionales	Distrito Regional de Manejo Integrado		2	0,52
		Parque Natural Regional		7	2,02
		Reservas Forestales Protectoras Regional		24	0,30
		Reserva Natural de la Sociedad Civil		8	0,03
Chicamocha	Áreas Protegidas Nacionales	Sistema de Parques Nacionales Naturales	Parque Nacional Natural	2	2,21
			Santuario de Fauna y Flora	2	0,88
		Reservas Forestales Protectoras Nacionales	2	0,08	
	Áreas Protegidas Regionales	Distrito Regional de Manejo Integrado		6	10,90
		Parque Natural Regional		4	1,16
Noroccidental	Áreas Protegidas Nacionales	Sistema de Parques Nacionales Naturales	Parque Nacional Natural	8	3,79
			Reservas Forestales Protectoras Nacionales	10	1,51
		Áreas Protegidas Regionales	Distrito Regional de Manejo Integrado		10
Parque Natural Regional			8	3,26	
	Áreas Protegidas Regionales	Reservas Forestales Protectoras Regionales		13	0,73
		Reserva Natural de la Sociedad Civil		28	0,04
Suroriental		Áreas Protegidas Nacionales	Sistema de Parques Nacionales Naturales	Parque Nacional Natural	6
	Santuario de Flora			1	0,46
	Áreas Protegidas Regionales	Reservas Forestales Protectoras Nacionales		4	4,76
		Parque Natural Regional		3	0,47
		Reservas Forestales Protectoras Regionales		1	0,03



**Figura 8.** Áreas del SINAP en la cordillera Oriental y en las regiones.

Sin embargo, teniendo en cuenta que cada área puede presentar características diferentes que requieren un número y combinación de co-variables particular para explicar los procesos de transformación de las coberturas en DINAMICA EGO (González et al. 2011) y que se busca mejorar la aproximación de los modelos a las transformaciones ocurridas siguiendo el principio de parsimonia (Bursac et al. 2008), se seleccionó el número más reducido de co-variables que mejor explicara la persistencia o la pérdida de bosque (considerando el periodo 2000 – 2010) en toda el área de estudio (cordillera) y en cada región de la misma, mediante la combinación de tres análisis estadísticos: (i) correlación lineal, (ii) comparación de rangos medios e independencia y (iii) regresión logística. Todos los análisis se efectuaron utilizando RStudio (2016). Los datos de las co-variables se

manejaron en archivos raster de la cordillera completa o de las regiones, procesados en ArcGis 10.1 (Esri 2017), con una resolución de 300 m. Cada dato de las variables correspondió a un pixel dado de la capa en evaluación. El análisis de correlación entre las co-variables se realizó para descartar colinealidad y el análisis exploratorio para conocer la incidencia general de las co-variables frente a la pérdida o persistencia del bosque (ocurrida en el periodo 2000 – 2010). Las co-variables que superaron los análisis anteriores fueron luego sometidas a regresiones logísticas binarias para establecer la importancia de la relación entre éstas y la persistencia o pérdida de bosque. A partir de los datos encontrados en las regresiones logísticas se seleccionaron las co-variables a incluir en las modelaciones de DINAMICA EGO (aquellas significativas a un nivel de confianza del 95 %). La información detallada de los análisis se encuentra en el Anexo 3.

#### *4.3.2.2.1. Análisis de correlación lineal entre las co-variables*

Uno de los requisitos para la simulación del cambio futuro en las coberturas del suelo en DINAMICA EGO, es que las co-variables empleadas no estén correlacionadas y sean espacialmente independientes (Sahagún 2012). Para evaluar estos aspectos, se utilizó el programa estadístico R (RStudio 2016) donde fue calculado el coeficiente de correlación de Pearson (Daniel 2002) entre las variables distancia a vías, distancia a centros poblados, altitud, pendiente y las coordenadas X y Y, que describen la localización espacial de los pixeles de cada co-variable (en coordenadas geográficas). Se incluyó en el análisis las coordenadas X y Y para revisar de manera inicial la existencia de auto correlación espacial, es decir que los datos de una o más co-variables fueran más similares entre localizaciones cercanas que entre localizaciones lejanas y por tanto no serían espacialmente independientes entre sí (Vilalta 2005). Si se registraba una correlación significativa entre las variables X y Y y una o más co-variables, no se daba cumplimiento al criterio de independencia entre ellas y por lo tanto ambas variables espaciales deberían ser incluidas en análisis estadísticos posteriores, con las demás co-variables seleccionadas. Si, por el contrario, no se encontraba auto correlación espacial, las variables X y Y serían excluidas de evaluaciones estadísticas posteriores.

Luego de efectuar la correlación, no se hallaron coeficientes superiores a 0,8, por tanto, todas las co-variables incluidas en el análisis fueron

seleccionadas para los análisis estadísticos posteriores (porque se descartó colinealidad), a excepción de X y Y, que fueron excluidas (porque no se encontró autocorrelación espacial). Los detalles de la prueba se encuentran en el Anexo 3.

#### *4.3.2.2.2. Análisis de comparación de rangos medios e independencia*

Luego de realizar la correlación lineal entre co-variables se aplicó un filtro general de las mismas a través de un análisis exploratorio para identificar aquellas con mayor efecto sobre la pérdida y la persistencia de bosque en el periodo 2000 - 2010 (cuyas categorías fueron 0, donde no ocurrió el evento y 1 donde ocurrió el evento, para un pixel dado), tanto a nivel del área de estudio (cordillera) como de las regiones. El efecto se estableció considerando los valores medios en variables continuas (distancia a vías, distancia a centros poblados, altitud y pendiente) y la frecuencia esperada y observada en variables categóricas (áreas protegidas del SINAP). Para ello se utilizaron las pruebas de Wilcoxon y Chi-cuadrado, respectivamente, además de un análisis con diagramas de cajas. Se identificó un efecto de la co-variable evaluada sobre la pérdida o la persistencia del bosque, considerando un nivel de confianza del 95 %. Las co-variables que superaron el análisis y que luego fueron incluidas en la regresión logística se encuentran en la Tabla 6. Los resultados de las pruebas se muestran en el Anexo 3. Fueron excluidas, a nivel de cordillera, las Reservas Forestales Protectoras y los Parques Naturales Regionales, en la región Nororiental y Noroccidental, las Reservas Naturales de la Sociedad Civil y en la región Chicamocha, los Parques Naturales Regionales. En este análisis no se tuvo en cuenta la fertilidad del suelo, porque se consideró como una co-variable determinante que debía pasar directamente al análisis de regresión logística.

#### *4.3.2.2.3. Análisis de regresión logística*

Las co-variables seleccionadas en el análisis exploratorio fueron incluidas en un modelo de regresión logística para evaluar su influencia sobre la probabilidad de aparición de la pérdida y la persistencia del bosque encontrada en el periodo 2000 – 2010, a nivel de la cordillera completa y de las regiones. Para establecer la importancia de la relación entre co-variables se usan comúnmente procesos de regresión. Sin embargo, como las

variables respuesta (persistencia y pérdida de bosque) tuvieron un carácter cualitativo dicotómico (0, donde no ocurrió el evento y 1 donde ocurrió el evento, para un pixel dado), no fue posible aplicar una regresión múltiple y por lo tanto se utilizó un modelo de regresión logística binario (Peng et al. 2002), ampliamente utilizado en estudios ecológicos (Bütler et al. 2004, Cutler et al. 2007, Etter et al. 2006, Guénette & Villard, 2005, Vellend et al. 2006, Mitchell et al. 2001). El objetivo principal es evaluar cómo influyen las co-variables en la probabilidad de aparición de los eventos, en este caso la pérdida o no de bosque o la persistencia o no de bosque. Como la variable respuesta es dicotómica, la prueba no se exige normalidad ni homoscedasticidad en los datos (Pradhan 2010). A nivel general, para la regresión logística se tiene que:

Si existe una respuesta binaria Y junto con variables explicativas X entonces:

$$\pi(x) = P(Y=1 | X=1) = 1 - P(Y=1 | X=0)$$

Así, el modelo de regresión logística asume que:

$$\pi(x) = \exp \left[ \alpha + \sum_{i=1}^n \beta_i x_i \right] / 1 + \exp \left[ \alpha + \sum_{i=1}^n \beta_i x_i \right]$$

Dónde:

$\pi(x)$  = probabilidad de que Y sea 1 con las co-variables explicativas  $x_i$

X= conjunto de las  $n$  co-variables del modelo

$\alpha$  = término independiente del modelo

$\beta_i$  = coeficiente asociado a la co-variable  $x_i$

El parámetro  $\beta$  es el elemento más importante de la regresión logística y puede ser positivo, neutro (cero) o negativo (Pérez 2012). Si  $\beta$  es igual a 0, la *Odds Ratio* (OR, cociente entre la probabilidad de que ocurra el evento frente a la probabilidad de que no ocurra) vale 1, es decir que no hay relación entre la variable respuesta y la co-variable; si  $\beta$  es positivo, la OR será mayor a 1 y habrá una relación directa entre la variable respuesta y la co-variable y si  $\beta$  es negativo, la OR será menor a 1 y habrá una relación inversa entre la variable respuesta y la co-variable.

Las co-variables incluidas en el modelo de regresión logística se muestran en la Tabla 6. Una vez se dispuso del modelo inicial, se procedió a la selección de co-variables con el método paso a paso hacia adelante y hacia atrás (Yang et al. 2006). Posteriormente se revisó el resultado final de cada iteración para elegir las co-variables con mayor influencia, utilizando un nivel de confianza del 95 %. Este proceso permitió seleccionar el menor y más apropiado conjunto de co-variables a ser utilizado en la modelación futura de DINAMICA EGO, tanto a nivel del área de estudio (cordillera) como de las regiones. Los datos de la regresión logística se encuentran en el Anexo 3.

**Tabla 6.** Co-variables seleccionadas (x) en el análisis exploratorio (E) y en la regresión logística binaria (R). Cordillera Oriental: Cord; Región Perijá: Rpe; Región Nororiental: Rno, Región Chicamocha: Rch; Región Noroccidental: Rnc; Región Suroriental: Rso.

Área	Co-variables																										
	Distancia a vías		Distancia a centros poblados		Altitud		Pendiente		Fertilidad del suelo baja		Fertilidad del suelo media		Fertilidad del suelo alta		Fertilidad del suelo muy alta		SINAP		DRMI		PNR		RNSC				
	E	R	E	R	E	R	E	R	E	R	E	R	E	R	E	R	E	R	E	R	E	R	E	R	E	R	
Cord	x	x	x	x	x	x	x	x					x	x	x	x	x	x	x							x	x
Rpe	x	x	x	x	x	x	x	x					x	x			x	x	x	x							
Rno	x	x	x	x	x	x	x	x					x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Rch	x	x	x	x	x	x	x	x					x	x			x	x	x	x	x				x	x	
Rnc	x	x	x	x	x	x	x	x					x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Rso	x	x	x	x	x	x	x	x					x	x			x	x			x	x	x	x	x	x	

#### 4.3.2.2.4. Curva ROC

Como se expresó anteriormente, en la regresión logística se clasifican los datos dentro de las categorías de la variable respuesta (es decir presencia o ausencia del evento, en este caso persistencia o no del bosque o pérdida o no del bosque), según la probabilidad que se tenga de pertenecer a cada categoría en relación a la co-variable que se esté evaluando en la regresión

(Lee 2005). Para revisar el desempeño de la regresión logística binaria se utilizó la curva ROC (*Receiver Operating Characteristics*), que muestra la probabilidad de clasificación correcta de los datos en los respectivos eventos. El área bajo la curva ROC siempre es mayor o igual que 0,5, un valor a partir de 0,8 es considerado como una clasificación buena y a partir de 0,9 como muy buena. La discriminación será perfecta si el área bajo la curva es igual a 1 (Cuadras 2014). Los resultados de la curva ROC se encuentran en el Anexo 3.

#### **4.3.2.3. Modelación en el programa DINAMICA EGO**

Entre los modelos más comunes de simulación de CCUS se encuentra DINAMICA EGO (Soares-Filho et al. 2009), aproximación espacialmente explícita que introduce propiedades típicas de los autómatas celulares y constituye una herramienta muy usada para investigar la trayectoria de los paisajes y la dinámica futura de los fenómenos espaciales (Burbano 2013, Chadid et al. 2015, González et al. 2014, Imbach et al. 2013, Kolb & Galicia 2012, Soares et al. 2003), siendo uno de los programas más usados para modelar escenarios en los proyectos REDD (González et al. 2011). Presenta varias ventajas, entre ellas tiene un buen entorno gráfico que permite formular diferentes configuraciones de modelación, desde áreas completas hasta subregiones, realiza funciones complejas (Imbach et al. 2013) y genera resultados acertados en la cantidad de cambio neto, siendo posible generar hipótesis válidas y estimaciones útiles sobre los cambios analizados (González et al. 2011), sin embargo, puede generar incertidumbre en la localización de las coberturas modeladas (Imbach et al. 2013) y su desempeño se encuentra limitado por la calidad, resolución y cobertura de las capas de co-variables utilizadas (González et al. 2014).

DINAMICA EGO, en su versión 3.0.17 (Soares-Filho et al. 2009) fue utilizado para realizar las modelaciones futuras de las coberturas boscosas al año 2025, tanto en el área de estudio como en las regiones definidas dentro de ésta. Para conocer el desempeño del modelo en uno u otro caso, se emplearon los conjuntos de co-variables seleccionados en los análisis estadísticos previos. También se utilizaron las capas de bosque no bosque de los años 2000 y 2010 generadas por el IDEAM en el marco de proyecto REDD y que fueron sujetas de corrección, como se describió en una sección anterior (4.3.1. corrección de las capas de bosque no bosque del IDEAM).

Estas capas se usaron para construir las transiciones de las coberturas de la tierra, en el marco de la simulación. El procedimiento general que realiza DINAMICA EGO se encuentra en la Tabla 7, sin embargo, puede encontrarse información más detallada en Almeida et al. (2003) y Soares-Filho et al. (2009).

**Tabla 7.** *Proceso general utilizado por DINAMICA EGO para la proyección de las coberturas del suelo (Soares-Filho et al. 2009). Se incluye cada paso que realiza el modelo y la descripción del mismo.*

Paso	Descripción
1. Cálculo de las matrices de transición	Se calculan las matrices históricas de transición, es decir, matrices históricas de deforestación. La matriz de transición describe los cambios de un sistema a través de periodos discretos de tiempo, usando un mapa antiguo y otro reciente. La matriz contendrá las tasas de transición para el periodo dado, es decir la cantidad neta de cambios, representada en el porcentaje de área que será cambiado a otro estado (es decir a un tipo de uso del suelo o cobertura diferente a la original).
2. Cálculo de los rangos	Cada variable continua se categoriza según los incrementos (unidad mínima del mapa con la que se construirán buffers) definidos para los rangos de construcción. Para cada variable en estudio el valor mínimo de incremento se estableció como 300 m.
3. Cálculo de los pesos de evidencia	DINAMICA EGO utiliza el método geo-estadístico de pesos de evidencia para producir un mapa de probabilidades de transición, el cual muestra las áreas donde el cambio es más propenso a ocurrir. Los pesos de evidencia representan la influencia de cada una de las variables en la probabilidad espacial de ocurrencia de una transición.
4. Modelo de simulación CCUS con las funciones: construcción de nuevos parches “patcher” y construcción de nuevas expansiones “expand”	Se utiliza un autómeta celular local que emplea las herramientas “patcher” y “expand” diseñadas para reproducir los patrones espaciales de cambio. La función “patcher” busca las celdas alrededor de una ubicación elegida para ejecutar un cambio en la misma clase y la función “expand” amplía o contrae los parches ya existentes, de una clase dada.

#### **4.3.2.4. Validación de los modelos generados por DINAMICA EGO**

Los modelos de DINAMICA EGO (a nivel del área de estudio y de sus regiones) fueron revisados por expertos para determinar la coherencia en la

distribución espacial de las coberturas y posteriormente fueron validados. Teniendo en cuenta que en el transcurso de las modelaciones se generaron mapas de transición año a año a partir del 2010 y hasta el año 2025, se utilizaron las capas modeladas de 2010, 2012 y 2013 para realizar la comparación con los mapas de bosque no bosque del IDEAM producidos para los mismos años (Anexo 2). En este proceso se emplearon las capas originales emitidas por el Instituto, que no fueron sometidas a corrección y que se encontraban a una resolución espacial de 30 m. El uso de las capas originales en la validación permitió determinar con mayor certeza el desempeño de las proyecciones.

La validación se efectuó inicialmente para los mapas modelados del área de estudio (cordillera completa) y posteriormente para los mapas modelados de las regiones. Las capas parciales de cada región fueron unidas en un solo archivo raster, para facilitar la comparación. En cada caso, las áreas totales de bosque se calcularon multiplicando el número de celdas reportadas como bosque por la resolución de las mismas y luego se realizó una proporción entre los datos, para determinar el porcentaje de acierto o de error de las simulaciones efectuadas. Hubo acierto si las coberturas boscosas observadas fueron modeladas como bosque y error si las coberturas boscosas observadas fueron modeladas como no bosque. Con base en estos datos también se calculó el Índice de exactitud global, dividiendo el número total de píxeles correctamente clasificados por el número total de píxeles de referencia y el Índice Kappa (Abraira 2000), expresado como:

$$k = (Po - Pe)/(1 - Pe)$$

Donde:

$Po$  = proporción de acuerdos observados

$Pe$  = proporción de acuerdos esperados por azar

Aplicando los procedimientos mencionados, se encontró que ambos modelos (cordillera completa y regiones), obtuvieron valores similares en el índice de exactitud global y en el índice Kappa (Tabla 8), por tanto, no hay diferencias relevantes si se utilizan conjuntos de co-variables o áreas particulares para las simulaciones. La semejanza de los valores encontrados en uno u otro modelo muestran también que el programa tuvo un desempeño

bastante robusto, considerando además que en el índice de exactitud global se obtuvieron valores entre el 89 % y el 90 % y en el índice Kappa se encontraron registros entre el 76 % y el 79 %, con un grado de acuerdo sustancial (Abraira 2000). Este aspecto también indica que el remuestreo de las capas de bosque de 30 m a 300 m no alteró de manera significativa la consistencia de los datos.

En cuanto a la localización de las áreas de pérdida y de persistencia del bosque, las áreas simuladas se encuentran acordes con el conocimiento de expertos y el mapa de cambio de la cobertura de bosque por regiones naturales para el área continental de Colombia, reportado por el IDEAM para el año 2013 (Galindo et al. 2014). Sin embargo, en los mapas modelados se encuentran mayores áreas de ganancia de bosque que aquellas reportadas por el IDEAM, particularmente en la zona sur del departamento de Norte de Santander, en el este de Santander y noreste del Huila. Las áreas con más incertidumbre en los tres años evaluados se encontraron en la zona centro y norte de la cordillera, hacia la vertiente occidental, donde se ubicaron las mayores áreas de cambio (pérdida y ganancia de bosque), mientras que hubo más acierto hacia la vertiente oriental, donde las zonas persistentes constituyeron el estado predominante. A pesar de ello, en esta área también se ubicaron las áreas con mayor cantidad de píxeles sin información (Anexo 2).

Dado que las modelaciones fueron similares para la cordillera completa y para las regiones, se decidió utilizar esta última con el fin de determinar la pérdida, la ganancia y la persistencia del bosque, en el periodo 2010-2025, teniendo en cuenta que el objetivo final del estudio es plantear recomendaciones encaminadas a la conservación y el manejo de las áreas de distribución de las especies y éstas pueden ser consideradas con más facilidad a nivel regional.

**Tabla 8.** Índice de exactitud global e índice Kappa, calculados para los años 2010, 2012 y 2013.

Año	Cordillera		Regiones	
	Índice de exactitud global (%)	Índice Kappa (%)	Índice de exactitud global (%)	Índice Kappa (%)
2010	89,69	78,50	89,71	78,55
2012	89,51	78,02	89,52	78,04
2013	89,00	76,98	89,02	77,01

### 4.3.3. Persistencia, ganancia y pérdida de bosque

Se cuantificaron las áreas de persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales, tanto para la cordillera completa, como para cada una de las regiones. La cuantificación se efectuó considerando dos periodos históricos (1990 - 2000 y 2000 - 2010), utilizando para ello los mapas corregidos de bosque no bosque del IDEAM y un periodo a futuro (2010 – 2025), empleando la capa de bosque no bosque del IDEAM de 2010 y la modelación a futuro realizada al año 2025. Todo el proceso fue realizado con una resolución espacial de 300 m. En cuanto a las aves, se tomaron las áreas de distribución original determinadas por Renjifo et al. (2014) y Renjifo et al. (2016) localizadas en los bosques húmedos y secos de la cordillera Oriental, para realizar las respectivas cuantificaciones (persistencia, ganancia, pérdida y área de ocupación, es decir la sumatoria de la persistencia y la ganancia de bosque). Sin embargo, teniendo en cuenta que la resolución espacial en la que se encontraban tales áreas era de 930 m, los píxeles fueron subdivididos de tal forma que tuvieran un tamaño de 300 m. El ajuste de las celdas se logró utilizando el filtro mayoritario de ArcGIS. En todos los casos, se identificó a nivel espacial las áreas donde ha ocurrido y ocurrirá de manera más acentuada uno u otro estado, de tal forma que se comprendieran las transformaciones más importantes de las coberturas boscosas sucedidas en la cordillera, en las regiones y en las áreas de distribución de las aves, para tomar decisiones acertadas en el proceso de delimitación de áreas relevantes para las especies, proceso que se detalla en la siguiente sección.

En los diferentes periodos y en las áreas mencionadas también fue calculado el cambio total (sumatoria de la ganancia y la pérdida de bosque), el cambio neto de categoría (diferencia entre la ganancia y la pérdida), el intercambio de categoría (cantidad de píxeles donde hay pérdidas y ganancias simultáneas, es decir por cada píxel de pérdida hay otro de ganancia), calculado como la diferencia entre el cambio total y el cambio neto (Carmona & Nahuelhuala 2012) y la tasa de deforestación anual, que representa la dinámica de las coberturas vegetales en el espacio y en el tiempo, con base en Galindo et al. (2014) y Rodríguez et al. (2012) expresada como:

$$rt = \frac{1}{(t2 - t1)} \times \text{Ln} \left( \frac{A2}{A1} \right) \times 100$$

Dónde:

A1 y A2 = áreas de bosque presentes en *t1* (año inicial) y *t2* (año final)

#### **4.4. Definición de áreas futuras de priorización y complementación**

Se realizó la definición de zonas de priorización y de complementación, para asegurar la representatividad de las áreas de distribución futuras de las aves amenazadas y casi amenazadas, considerando los criterios (i) tendencia de las coberturas boscosas naturales, (ii) estabilidad / dinámica de las coberturas boscosas naturales (iii) riqueza de especies y (iv) riqueza de especies endémicas de Colombia. Los criterios fueron cruzados espacialmente para identificar zonas de mayor o menor interés, en este caso zonas de cuidado alto, zonas de cuidado medio y zonas de cuidado bajo, todas localizadas en las áreas de ocupación futuras de las especies, es decir aquellas cuantificadas de 2010 a 2025. Las áreas de mayor interés fueron aquellas de cuidado alto, con tendencia a la persistencia del bosque, a la estabilidad, con mayor riqueza y mayor número de especies endémicas. Allí fueron definidas zonas de priorización y de complementación, las primeras ubicadas dentro de categorías del SINAP con la mayor cantidad de áreas de ocupación futuras de las aves y las segundas fuera de las áreas protegidas mencionadas. En la implementación de las zonas de priorización y complementación se sugiere considerar los efectos de borde (Broadbent et al., 2008), como se describe en una sección posterior (4.5. planteamiento de recomendaciones de investigación en las zonas de priorización y de complementación).

Es importante tener en cuenta que las zonas de priorización y de complementación se definieron sobre las áreas de ocupación futuras de las aves, es decir aquellas donde se encontró persistencia y ganancia de bosque de 2010 a 2025, para que se conozca con suficiente anticipación las transformaciones futuras que tendrán las coberturas boscosas naturales de las especies, de tal forma que sea posible tomar medidas de conservación y manejo con la debida anticipación (Cardillo et al. 2006, Rivera et al. 2013). Este aspecto es de crucial importancia, porque obedece al principio más

importante en el campo ambiental, el principio de prevención, aspecto jurídico que obliga a tomar medidas dado que se conoce con anticipación el daño ambiental que puede producirse. Por tanto, busca evitar el deterioro de los elementos del ambiente antes que lamentar por lo realizado, que bien puede ser irreparable (Lora 2011, Mesa 2013). Este principio está consignado en leyes y sentencias colombianas (Congreso de Colombia 1993, Corte Constitucional de Colombia 2010) y con anterioridad fue incluido en los artículos 2, 4 y 7 de la Declaración de Estocolmo y en el artículo 130 del Tratado de Maastricht (Vargas 2010).

#### **4.4.1. Identificación de zonas de cuidado alto, zonas de cuidado medio y zonas de cuidado bajo**

En esta sección se detallan los criterios utilizados para la identificación de zonas de cuidado alto, zonas de cuidado medio y zonas de cuidado bajo. También se describe la definición de áreas de priorización y de complementación, en las zonas de cuidado alto.

##### ***4.4.1.1. Criterios tendencia y estabilidad / dinámica de las coberturas boscosas naturales***

Utilizar la información histórica de las transformaciones espaciales del paisaje para evaluar el predominio de ciertos patrones constituye una herramienta valiosa para definir contextos relevantes en los procesos de planificación del uso de la tierra (Lunt & Spooner 2005, Schrott et al. 2005). En este contexto, se definieron los criterios tendencia y estabilidad / dinámica de las coberturas boscosas naturales, utilizando como insumo los datos históricos y futuros de la persistencia, la ganancia y la pérdida de bosque, cuantificados para los periodos 1990 – 2000, 2000 – 2010 y 2010 – 2025 (que corresponden a un periodo temporal de 35 años), en cada una de las regiones. Los criterios fueron definidos así:

- Tendencia de las coberturas boscosas naturales: ocurrencia acumulada a nivel de pixel de cualquiera de los estados evaluados, es decir persistencia, pérdida o ganancia, considerando los periodos 1990 – 2000, 2000 – 2010 y 2010 – 2025. Observando el predominio de una u otra calificación a través del tiempo, se pudo identificar la tendencia

principal de cada área en el tiempo: a la persistencia, a la ganancia o a la pérdida de bosque.

- Estabilidad / dinámica de las coberturas boscosas naturales: frecuencia con la que ocurrió a nivel de pixel estabilidad (no cambio) o dinámica (cambio) de estado (persistencia, pérdida o ganancia), durante los periodos 1990 – 2000, 2000 – 2010 y 2010 – 2025. Al final se concluyó si en los 35 años evaluados había ocurrido estabilidad o dinámica, en un área determinada. A menor cambio en un pixel dado hubo mayor estabilidad, mientras que a mayor cambio se tuvo menor estabilidad y mayor dinámica.

La evaluación del criterio tendencia y estabilidad / dinámica de las coberturas boscosas naturales fue realizada de manera cualitativa, de tal forma que a cada pixel se le asignó la valoración alto, medio o bajo, dependiendo de los hallazgos encontrados. En el caso del criterio tendencia, se asignó la calificación alto cuando en un pixel dado se encontró persistencia del bosque, medio cuando en un pixel dado se halló ganancia de bosque y bajo cuando en un pixel dado se encontró pérdida de bosque, en cada uno de los periodos evaluados. Para el criterio estabilidad / dinámica se asignó la calificación alta a áreas estables, es decir aquellas que no cambiaron de estado en el tiempo, media a áreas dinámicas que cambiaron una vez de estado (poco dinámicas) y bajo a áreas dinámicas que cambiaron más de una vez de estado (muy dinámicas), durante los tres periodos evaluados. Los estados mencionados se refieren a persistencia, ganancia o pérdida de coberturas boscosas naturales.

Las calificaciones constituyeron propiedades emergentes de lo que sucedió en el conjunto de pixeles bajo análisis. Las valoraciones altas fueron asignadas a las áreas de mayor interés para la definición de zonas de priorización y complementación, es decir con tendencia a la persistencia del bosque y a la estabilidad.

#### ***4.4.1.2. Criterios riqueza de especies y riqueza de especies endémicas***

La elección de estos dos criterios se fundamentó en la Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos

(PNGIBSE), que considera las especies amenazadas y endémicas como prioridades de conservación (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible 2012). Teniendo en cuenta que la extinción de especies es un proceso irreversible, proteger las coberturas boscosas naturales con alto número de especies amenazadas y casi amenazadas es un aspecto fundamental (Cardillo et al. 2006, Forero & Joppa 2010, García et al. 2007), que además garantiza representatividad y eficiencia de las áreas seleccionadas (Forero & Joppa 2010, García et al. 2007). La aplicación de los criterios riqueza y riqueza de especies endémicas se efectuó sobre las áreas de ocupación futuras de las aves y por tanto se utilizaron las capas de persistencia y ganancia de bosque obtenidas en el periodo 2010 - 2025. Los criterios fueron definidos así:

- Riqueza de especies: número de especies (a nivel de sus áreas de ocupación) encontradas en un pixel dado.
- Riqueza de especies endémicas: número de especies endémicas de Colombia (a nivel de sus áreas de ocupación) encontradas en un pixel dado.

De manera similar a los dos criterios anteriores, la riqueza de especies y la riqueza de especies endémicas fueron evaluados de manera cualitativa, de tal forma que a cada pixel se le asignó la valoración muy alto, alto, medio o bajo, dependiendo de la información encontrada. Las áreas de mayor interés fueron aquellas calificadas como muy altas y altas, es decir con gran cantidad de especies y de ellas numerosas endémicas de Colombia.

Para aplicar el criterio riqueza de especies, inicialmente se cruzaron las capas de área de ocupación futura de las especies, con el fin de conocer su número por pixel. Luego de realizar este proceso, el número máximo de especies fue de 15, siendo esta cifra referente para la emisión de los rangos de calificación del criterio. Como la presencia de una especie ya fue un evento considerado importante, las valoraciones de los pixeles iniciaron en medio, cuando se encontró de 1 a 7 especies, alto cuando se halló de 8 a 11 especies y muy alto, cuando se identificaron de 12 a 15 especies.

El criterio riqueza de especies endémicas tomó como base el área de ocupación futura de las 14 aves endémicas de Colombia que hacen parte del estudio (Renjifo et al. 2014, Renjifo et al. 2016). Estas capas fueron cruzadas

para determinar el número de especies a nivel de pixel. Luego de realizar el procedimiento, la cantidad máxima de aves endémicas fue de siete. Considerando este valor se asignaron las calificaciones del criterio en cuestión, dando una valoración baja cuando no se encontraron especies endémicas, media cuando se halló de 1 a 2 especies, alto cuando se encontraron de 3 a 4 especies y muy alto en las áreas donde se identificaron de 5 a 7 especies endémicas.

#### **4.4.2. Zonificación general**

En la zonificación general se efectuó el cruce de los criterios tendencia, estabilidad / dinámica, riqueza de especies y riqueza de especies endémicas, con sus respectivas calificaciones, en capas raster. Como la actividad central de esta sección fue conocer áreas de mayor o menor interés en la definición de áreas para las aves, la superposición de los criterios permitió identificar zonas de cuidado alto, zonas de cuidado medio y zonas de cuidado bajo.

Para efectuar el proceso, inicialmente se cruzaron las capas tendencia y estabilidad / dinámica (Tabla 9) y posteriormente las capas riqueza de especies y riqueza de especies endémicas (Tabla 10). Luego de realizar los dos pasos previos, se identificaron las zonas de mayor interés (cuidado alto) o menor interés (cuidado medio o bajo) para la conservación de las especies (Tabla 11). Las zonas de cuidado alto incluyeron aquellas áreas con tendencia a la persistencia del bosque, a la estabilidad, con gran cantidad de especies y de ellas numerosas endémicas de Colombia.

**Tabla 9.** Identificación de cuidado alto, cuidado medio o cuidado bajo en el cruce de las calificaciones de los criterios tendencia y estabilidad / dinámica de las coberturas boscosas naturales.

		Tendencia			
		Bajo	Medio	Alto	
		Tiende a la pérdida	Tiende a la ganancia	Tiende a la persistencia	
Estabilidad / dinámica	Bajo	Muy dinámico (cambió de estado más de una vez)	Cuidado Bajo	Cuidado Bajo	Cuidado Medio
	Medio	Poco dinámico (cambió de estado una vez)	Cuidado Bajo	Cuidado Medio	Cuidado Alto
	Alto	Estable (No cambió de estado)	No aplica	No aplica	Cuidado Alto

**Tabla 10.** Identificación de cuidado alto, cuidado medio o cuidado bajo en el cruce de las calificaciones de los criterios riqueza de especies y riqueza de especies endémicas.

		Riqueza de especies			
		Medio	Alto	Muy alto	
		De 1 a 7 especies	De 8 a 11 especies	De 12 a 15 especies	
Riqueza de especies endémicas	Bajo	0 especies	Cuidado Bajo	Cuidado Medio	Cuidado Alto
	Medio	De 1 a 2 especies	Cuidado Medio	Cuidado Alto	Cuidado Alto
	Alto	De 3 a 4 especies	Cuidado Alto	Cuidado Alto	Cuidado Alto
	Muy alto	De 5 a 7 especies	Cuidado Alto	Cuidado Alto	Cuidado Alto

**Tabla 11.** Identificación de las zonas de cuidado alto, cuidado medio o cuidado bajo que fueron parte de la zonificación general.

		Cuidados de los criterios tendencia vs. estabilidad / dinámica		
		Cuidado bajo	Cuidado medio	Cuidado alto
Cuidados de los criterios riqueza vs. riqueza de especies endémicas	Cuidado	Cuidado	Cuidado	Cuidado
	Bajo	bajo	bajo	medio
	Cuidado	Cuidado	Cuidado	Cuidado
	Medio	bajo	medio	alto
	Cuidado	Cuidado	Cuidado	Cuidado
	alto	medio	alto	alto

#### 4.4.3. Inclusión del criterio categorías del SINAP para la definición de zonas de priorización y de complementación

Las zonas de cuidado alto seleccionadas previamente fueron elegidas como las más apropiadas en la definición de zonas de priorización y de complementación para las especies. Las áreas de priorización se ubicaron dentro de las categorías del SINAP que contendrán la mayor cantidad de áreas de ocupación futuras de las aves. Estas áreas se identificaron evaluando las áreas protegidas de cada una de las regiones. En cuanto a las áreas de complementación, se localizaron fuera de las categorías del SINAP elegidas en el paso anterior, pero se consideraron relevantes para complementar las áreas de priorización, de tal forma que se alcanzara la mayor representatividad de las áreas de distribución de las especies. Las áreas de complementación estuvieron ubicadas dentro las áreas del SINAP que no fueron seleccionadas para priorización o fuera de cualquier área protegida.

#### 4.5. Planteamiento de recomendaciones para las zonas de priorización y de complementación

Tomando en cuenta el riesgo futuro de extinción de las aves, se consideró importante el planteamiento de recomendaciones para las áreas de priorización y de complementación de las 44 especies del estudio (Figura 9, Figura 10). Para efectos de la presente investigación, las recomendaciones fueron denominadas de conservación cuando fueron planteadas para áreas

protegidas y en particular para las zonas de priorización y de manejo cuando fueron formuladas para zonas de complementación, localizadas fuera de cualquier área protegida. Este aspecto se tuvo en cuenta porque en las áreas protegidas, dadas las restricciones de uso del suelo, las acciones se enfocan en la conservación (Castaño 2005) mientras que en las áreas fuera de éstas, considerando los múltiples usos del suelo existentes (Das et al. 2006) las acciones se orientan hacia el manejo (Pagdee et al. 2006). Las recomendaciones se encuentran articuladas con la Estrategia Nacional para la Conservación de las Aves (Renjifo et al. 2000), particularmente en los objetivos que promueven la protección de áreas de concentración de especies amenazadas y endémicas y el fortalecimiento de la red pública y privada de áreas protegidas.

Para el planteamiento de las recomendaciones de conservación y manejo se consideraron los criterios C (tamaño poblacional) y B2 (áreas de ocupación) de la UICN, comúnmente utilizados para evaluar el riesgo de extinción de las especies (UICN 2012) (Figura 9). El criterio C fue aplicado en aquellas aves que tenían estimación del tamaño poblacional según Renjifo et al. (2014) y Renjifo et al. (2016) mientras que el criterio B2 fue empleado cuando las especies no tuvieron estimación previa del tamaño poblacional. El término población es específico en este caso, diferente al significado biológico comúnmente utilizado. La población se define aquí como el número total de individuos maduros del taxón, siendo este el número de individuos conocido, estimado o inferido, capaces de reproducirse. Por otro lado, el área de ocupación de un taxón, es el área más pequeña esencial para la supervivencia de las poblaciones, cualquiera que sea su etapa de desarrollo (UICN 2012). Las recomendaciones también fueron planteadas teniendo en cuenta los resultados de los criterios tendencia, estabilidad / dinámica, riqueza de especies y riqueza de especies endémicas encontrados en el área de ocupación de cada ave y el riesgo de extinción y endemismo descritos por Renjifo et al. (2014) y Renjifo et al. (2016) (Figura 10). Cada especie obtuvo una combinación de aspectos distinta y por tanto recibió recomendaciones específicas, como se detalla a continuación.

#### **4.5.1. Especies con estimación del tamaño poblacional: aplicación del criterio C de la UICN**

Se determinó si las especies tendrían tamaños poblacionales vulnerables en toda el área de ocupación futura, es decir en las zonas de cuidado alto, en las zonas de cuidado medio y en las zonas de cuidado bajo. Una especie fue catalogada como vulnerable si en las áreas mencionadas su tamaño poblacional era inferior a 10.000 individuos maduros, siguiendo el criterio C de la UICN (UICN 2012) (Figura 9). Los tamaños poblacionales fueron cuantificados con base en la información descrita para las especies en Renjifo et al. (2014) y Renjifo et al. (2016).

Si una especie se encontró vulnerable en toda el área de ocupación futura, se infirió que en las áreas de cuidado alto (zonas de priorización y complementación) también lo estaría y por tanto se consideró mal representada desde el tamaño poblacional en ambas zonas, recibiendo recomendaciones que requieren alta proactividad (Figura 9); si una especie no se encontró vulnerable en toda el área de ocupación futura, se evaluó si seguía en tal estado en las zonas de cuidado alto (priorización y complementación). Si continuaban con un tamaño poblacional suficiente (mayor a 10.000 individuos maduros), se identificó la región o regiones donde el tamaño poblacional fue mayor, para enfocar las recomendaciones en tales áreas. Para estas especies en particular, se determinó que estarían bien representadas en priorización si más del 70% de su área de ocupación futura se encontraba en estas zonas. Si las especies ya no continuaban con un tamaño poblacional suficiente en zonas de cuidado alto, se consideraron mal representadas en priorización y complementación y se tomaron zonas de cuidado medio, para alcanzar un tamaño poblacional adecuado (Figura 9).

#### **4.5.2. Especies sin estimación del tamaño poblacional: aplicación del criterio B2 de la UICN**

Para las especies sin estimaciones del tamaño poblacional (Renjifo et al. 2014, Renjifo et al. 2016) se aplicó el criterio B2 utilizado por la UICN para evaluar el riesgo de extinción, es decir, el área de ocupación (UICN 2012). Una especie se encontró vulnerable si en áreas de cuidado alto, cuidado medio y cuidado bajo, el área de ocupación futura era inferior a 2.000 km<sup>2</sup>. Si esto ocurría, también se infirió que en cuidado alto y por tanto en priorización

y complementación, la especie estaría mal representada y por tanto se aplicaron recomendaciones que requieren especial atención (Figura 9). Si las especies se encontraron bien representadas en toda el área de ocupación futura (con áreas mayores a 2.000 km<sup>2</sup>), se evaluó si continuaban de esta manera únicamente en cuidado alto (priorización y complementación). Si las especies continuaron bien representadas, se identificó la región o regiones con mayor área de ocupación, para enfocar en esas áreas las recomendaciones de conservación y manejo. Para estas especies en particular, se determinó que estarían bien representadas en priorización si más del 70 % de su área de ocupación futura se encontraba en estas zonas. A las especies que no continuaron bien representadas en cuidado alto les fueron asignadas áreas de cuidado medio, para alcanzar un área de ocupación superior a 2.000 km<sup>2</sup> (Figura 9).

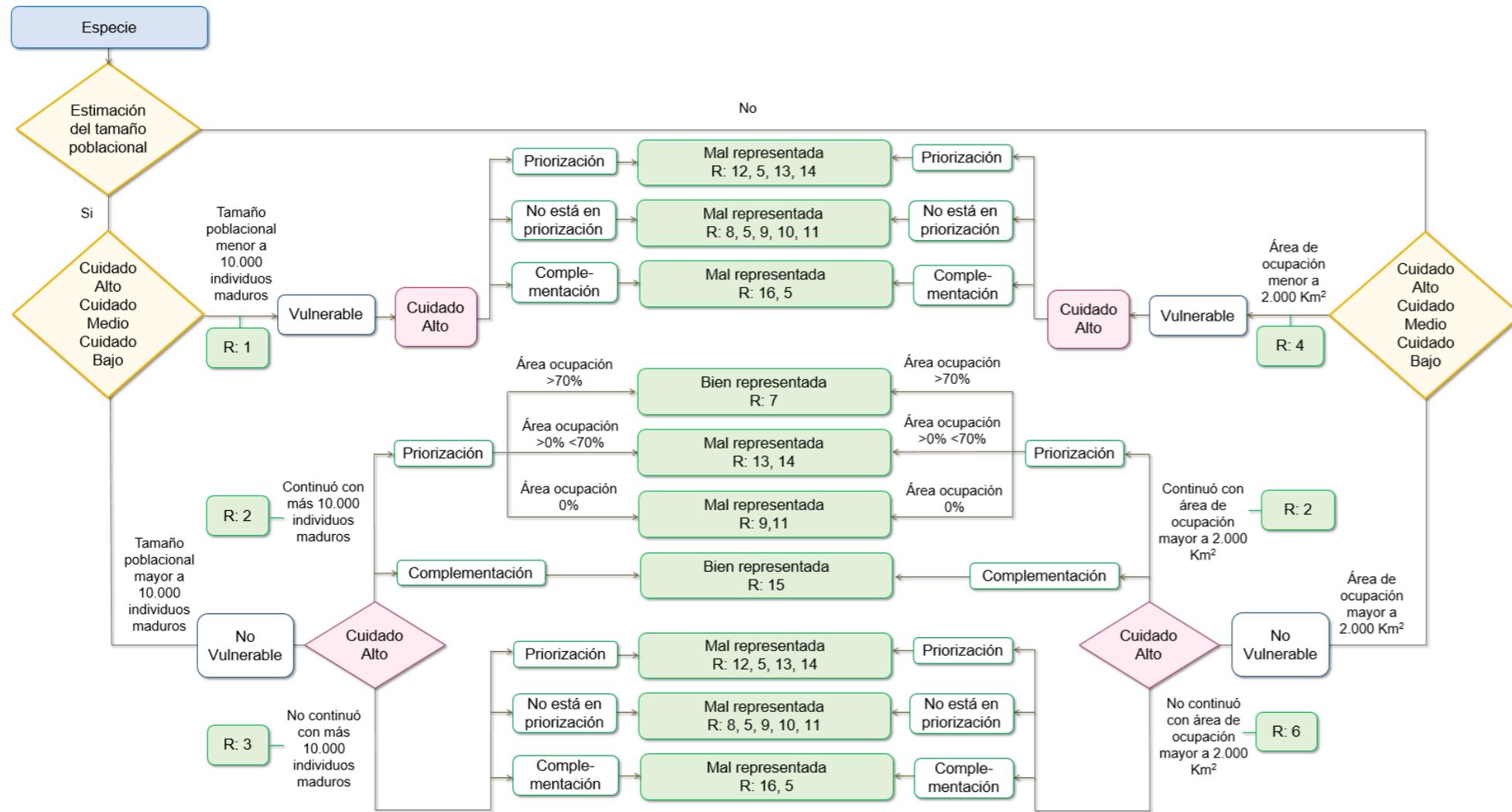
#### **4.5.3. Tendencia, estabilidad de las coberturas boscosas naturales, riqueza de especies y riqueza de especies endémicas**

Las áreas de cuidado alto donde se definirán las áreas de priorización y de complementación de las aves serán elegidas por su tendencia a la persistencia y a la estabilidad de las coberturas boscosas naturales, en el espacio y en el tiempo. Autores como Etter et al. (2005), Gibson et al. (2011) y Wright (2010) consideran que el valor de la biodiversidad aumenta sustancialmente en bosques maduros y poco afectados por la intervención humana, siendo importante su mantenimiento y protección. La existencia de zonas de persistencia histórica del bosque implica también baja incidencia de deforestación y por lo tanto la existencia de ciertas características socio-ambientales y de historia de uso del suelo (Chazdon 2003) que permiten el mantenimiento del bosque, aspectos que deben ser considerados para facilitar la aplicación de las recomendaciones de conservación y manejo planteadas en las áreas seleccionadas. Es importante tener en cuenta, durante el proceso de definición de áreas privadas o públicas en las zonas persistentes y estables, los efectos de borde que pueden afectar las especies (Fuller 2012, Haulton 2008, Stephens et al. 2003). En este caso, se sugiere delimitar áreas de amortiguamiento mayores a 1 km, en relación a cualquier borde del bosque adyacente (Burke et al. 2011), como se especifica en las respectivas recomendaciones (Figura 10).

De igual forma, si las áreas donde se distribuirán las aves a futuro fueron catalogadas “de muy alta o alta riqueza y/o de muy alto o alto endemismo”, deberán tener la máxima prioridad en la aplicación de recomendaciones encaminadas a la conservación y manejo de las coberturas boscosas (Putz et al. 2012, Rudel et al. 2009) y las especies, siguiendo lo mencionado por (Chaparro et al. 2013, Forero & Joppa 2010, Renjifo et al. 2002, Renjifo et al. 2014, Renjifo et al. 2016) (Figura 10).

#### **4.5.4. Riesgo de extinción y endemismo de las especies**

Si las especies evaluadas se encuentran en alguna categoría de amenaza (CR, EN, VU) y/o son consideradas endémicas de Colombia (Renjifo et al. 2014, Renjifo et al. 2016) deben tener prioridad en la aplicación de las recomendaciones planteadas en las áreas de ocupación futuras (Figura 10).

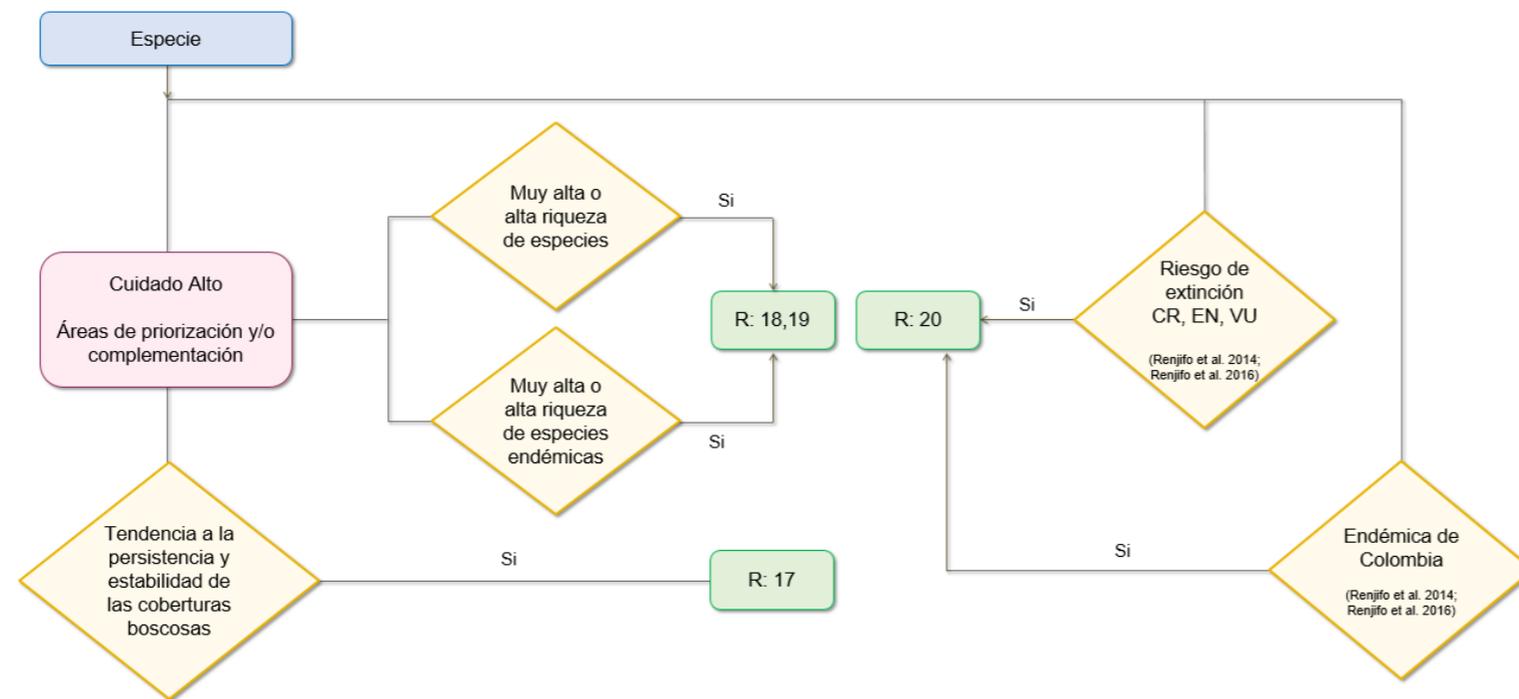


**Recomendaciones de conservación y manejo**

- **Recomendación 1 (R1):**  
a) Efectuar censos, monitoreos y estudios ecológicos de las poblaciones en toda el área de ocupación futura; b) dado el nivel de riesgo de extinción, deben conservarse las coberturas boscosas donde se distribuirán las especies a escala regional e incluso nacional.
- **Recomendación 2 (R2):**  
Conservar y manejar las coberturas boscosas en la región donde el tamaño poblacional y el área de ocupación fue mayor.
- **Recomendación 3 (R3):**  
a) Además de las áreas de cuidado alto, incluir las áreas de cuidado medio para alcanzar un tamaño poblacional mayor a 10.000 individuos maduros y allí conservar y manejar las coberturas boscosas donde se encontrarán las especies; b) dado que en las áreas de cuidado medio habrán áreas de ganancia de bosque con un nivel de cambio moderado, podrán existir zonas que requieran restauración ecológica (Chazdón et al. 2008; Lamb et al. 2005; Murcia & Aronson 2014) y conservación de las coberturas boscosas (Melo 2013).
- **Recomendación 4 (R4):**  
a) Realizar estudios ecológicos, monitoreos y censos que permitan estimar el tamaño poblacional de la especie, b) dado el nivel de riesgo de extinción, deben conservarse las coberturas boscosas donde se distribuirá la especie a escala regional e incluso nacional.
- **Recomendación 5 (R5):**  
Considerar los efectos de borde (Broadbent et al. 2008, Fuller 2012, Haulton 2008, Stephens et al. 2003) tanto en priorización como en complementación, donde se amplíen o creen nuevas áreas protegidas. En este caso, se sugiere definir áreas de amortiguamiento mayores a 1 km, en relación a cualquier borde del bosque adyacente (Burke 2011).
- **Recomendación 6 (R6):**  
a) Además del las áreas de cuidado alto, incluir las áreas de cuidado medio para alcanzar un área de ocupación mayor a 2.000 km<sup>2</sup>; b) dado que en las áreas de cuidado medio habrá áreas de ganancia de bosque con un nivel de cambio moderado, podrán existir zonas que requieran restauración ecológica (Chazdón et al. 2008, Lamb et al. 2005, Murcia & Aronson 2014) y conservación de las coberturas boscosas.
- **Recomendación 7 (R7):**  
Fortalecer las acciones de las categorías del SINAP que hacen parte de las áreas de priorización sobre el cuidado de la especie y la conservación de las coberturas boscosas.
- **Recomendación 8 (R8):**  
Extender las áreas de priorización (SPNN, DRMI o PNR) si el área de distribución de la especie se encuentra dentro de un buffer de 10 km, tomado a partir del borde de las áreas protegidas.

- **Recomendación 9 (R9):**  
Realizar monitoreos y censos continuos en áreas protegidas de priorización (SPNN, DRMI o PNR) ubicadas en el área de distribución original de la especie, particularmente donde haya registros históricos, en búsqueda de nuevas poblaciones.
- **Recomendación 10 (R10):**  
a) Identificar áreas protegidas del SINAP diferentes a las de priorización donde pueda encontrarse el área de distribución de la especie, total o parcialmente representada. Si se encuentra parcialmente representada, se sugieren extensiones de tales áreas protegidas. La ampliación podrá realizarse sobre un buffer de 10 km, calculados a partir del borde del área protegida; b) fortalecer las acciones de las categorías del SINAP involucradas, sobre el cuidado de la especie y la conservación de las coberturas boscosas.
- **Recomendación 11 (R11):**  
Incluir las áreas de complementación donde se distribuirá la especie aplicando las recomendaciones planteadas para tales zonas.
- **Recomendación 12 (R12):**  
Extender las áreas de priorización (SPNN, DRMI o PNR) donde se encontrará el área de distribución de la especie, hasta una distancia de 10 km, calculada desde el borde del área protegida, de tal forma que se incluya la mayor cantidad de área de distribución.
- **Recomendación 13 (R13):**  
Si la especie se encuentra parcialmente representada en las áreas de priorización en una región y esta cantidad no es suficiente, pero en otra región la especie está mejor representada, se sugiere fortalecer las medidas de conservación también en tal región en las áreas del SINAP involucradas, principalmente aquellas relacionadas con el cuidado de la especie y la protección de las coberturas boscosas.
- **Recomendación 14 (R14):**  
Incluir las áreas de complementación donde se distribuirá la especie aplicando las recomendaciones planteadas para tales zonas.
- **Recomendación 15 (R15):**  
Se deben proteger las coberturas boscosas promoviendo iniciativas de reservas privadas y de sistemas sostenibles de manejo del bosque (Berkes 2004, Berkes 2007, Bray et al. 2003, Melo 2013, Haulton 2008, Persha 2011).
- **Recomendación 16 (R16):**  
a) Si la especie estará mal representada en priorización y en complementación y en éstas últimas áreas no se encuentra bajo ninguna figura del SINAP, se sugiere crear áreas protegidas públicas o privadas en las áreas boscosas remanentes; b) promover iniciativas de reservas privadas y de sistemas sostenibles de manejo del bosque (Berkes 2004, Berkes 2007, Bray et al. 2003, Persha 2011).

Figura 9. Diagrama de decisiones para asignar recomendaciones de conservación y manejo a las especies con y sin estimación del tamaño poblacional.



#### Recomendaciones de conservación y manejo

- **Recomendación 17 (R17):**

Las zonas de cuidado alto donde se definirán las áreas de priorización y de complementación de las especies serán elegidas por su tendencia a la persistencia y a la estabilidad del bosque en el tiempo. Considerando que éstas características son fundamentales para la conservación de las especies (Etter et al. 2005, Gibson et al. 2011, Kuussaari et al. 2009), en ambas áreas se deberán proteger y manejar las coberturas boscosas (Berkes 2004, Berkes 2007, Bray et al. 2003, Persha 2011) de tal forma que constituyan el eje principal de sistemas nacionales y/o regionales de áreas protegidas, que incluyan áreas públicas, privadas, corredores biológicos, paisajes protegidos y zonas de manejo sostenible, de tal forma que se mantenga la integridad biológica de los mismos a escala de paisaje (Kattan & Naranjo 2008).

- **Recomendación 18/19 (R18/19):**

Si las áreas donde se distribuirán las aves fueron catalogadas "de muy alta o alta riqueza y/o de muy alto o alto endemismo", tendrán la máxima prioridad en la aplicación de recomendaciones encaminadas a la conservación y manejo de las coberturas boscosas (Putz et al. 2012, Rudel et al. 2009) y las especies, siguiendo lo mencionado por Chaparro et al. (2013), Forero & Joppa, (2010), Renjifo et al. (2000), Renjifo et al. (2002), Renjifo et al. (2014) y Renjifo et al. (2016). Dada la importancia de estas áreas en ellas se sugiere: i) fortalecer las áreas protegidas donde se encuentren las aves en relación a la conservación de las coberturas boscosas y las especies, ii) elevar la categoría del SINAP (DRMI, RFP ó PNR) a niveles superiores que garanticen la conservación de las especies si éstas poseen una alta o muy alta representatividad de las mismas, iii) extender las áreas protegidas del SINAP si en sus áreas circundantes hay alta riqueza y endemismo, iv) crear áreas protegidas públicas y privadas en áreas con altos registros de deforestación; v) diseñar e implementar corredores ecológicos que permitan la conectividad de las áreas boscosas estables y persistentes. Estas medidas deberán ser implementadas en áreas de priorización (recomendación 18) y/o complementación (recomendación 19).

- **Recomendación 20 (R20):**

Si la especie se encuentran en alguna categoría de amenaza (CR, EN, VU) y/o son consideradas endémicas de Colombia (Renjifo et al., 2014; Renjifo et al., 2016) tendrán prioridad en la aplicación las recomendaciones planteadas en las áreas de cuidado alto (priorización y/o complementación) y en las áreas de cuidado medio.

**Figura 10.** Diagrama de decisiones para asignar recomendaciones de conservación y manejo a las especies tomando como base los resultados de los criterios tendencia, estabilidad / dinámica, riqueza de especies y riqueza de especies endémicas en el área de ocupación futura de cada ave. También se tuvo en cuenta el riesgo de extinción y el endemismo, descritos por Renjifo et al. (2014) y Renjifo et al. (2016).

## 5. Resultados

### 5.1. Persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales

Considerando las transformaciones ocurridas en toda la extensión de la cordillera Oriental, desde 1990 – 2000 hasta 2010 – 2025, la persistencia del bosque pasó de 42.048 km<sup>2</sup> (42,3 %) a 32.407 km<sup>2</sup> (32,6 %), la ganancia de 660 km<sup>2</sup> (0,7 %) a 3.820 km<sup>2</sup> (3,8 %) y la pérdida neta de bosque de 1.998 km<sup>2</sup> (2,0 %) a 441 km<sup>2</sup> (0,5 %), respectivamente. La ganancia de bosque tiende a aumentar y la deforestación neta tiende a disminuir (Tabla 12, Figura 11, Figura 12).

Mientras que de 2000 a 2010 se registraron las mayores tasas de deforestación anual en la cordillera (1,19 %) lo que significó la pérdida neta de 3.082 km<sup>2</sup> de bosque (3,1 %) y solo la ganancia de 1.364 km<sup>2</sup> (1,4 %), se predice una reducción potencial de la tasa de deforestación anual de 2010 a 2025, que tendrá un valor de 0,82 %. Esta disminución redundará en el aumento de la ganancia de bosque, que incrementará 2.456 km<sup>2</sup> (2,5 %) con respecto al periodo anterior. A pesar de ello, observando el cambio neto, los valores de ganancia seguirán siendo bajos para compensar la reducción histórica de las coberturas boscosas.

Durante el periodo 2010 - 2025, la pérdida y la ganancia de bosque ocurrirán de manera predominante en el norte y centro de la cadena montañosa, tanto en la vertiente oriental como en la occidental. La deforestación estará concentrada en el este de Cesar, centro y sur de Norte de Santander, centro y sur de Santander, este y oeste de Boyacá, noroeste de Cundinamarca y este del Huila y del Tolima mientras que la ganancia de bosque será mayor al norte y sur de Cesar, sur de Norte de Santander, este de Santander, este de Cundinamarca, noroeste del Meta y noreste del Huila. En general, los principales núcleos de ganancia proyectada en el periodo 2010 - 2025 ocurrirán en las mismas áreas donde se encontró una pérdida de bosque acentuada en el periodo 2000 – 2010. Además de estas zonas de cambio, también se encontrarán amplias áreas de bosques persistentes, principalmente en la vertiente oriental, en la zona sur de Norte de Santander,

noreste de Boyacá, oeste de Arauca, del Meta, Caquetá, Putumayo y al sur del Cauca (Tabla 12, Figura 11, Figura 12).

**Tabla 12.** Porcentaje (%) de persistencia, ganancia y pérdida de bosque en la cordillera Oriental y en las regiones, durante los tres periodos evaluados. También se muestra el cambio total, el intercambio, el cambio neto expresado como ganancia (+) o pérdida (-) y la tasa anual de deforestación.

Periodo	Persis- tencia	Ganan- cia	Pérdida	Cambio total	Inter- cambio	Cambio neto	Tasa anual de pérdida
Cordillera Oriental							
1990-2000	42,2	0,7	2,7	3,3	1,3	-2,0	0,61
2000-2010	35,5	1,4	4,5	5,8	2,7	-3,1	1,19
2010-2025	32,6	3,8	4,3	8,1	7,7	-0,5	0,82
Región Perijá							
1990-2000	27,4	0,5	2,9	3,4	1,0	-2,4	0,99
2000-2010	25,9	5,6	2,6	8,2	5,2	3,0	0,95
2010-2025	26,6	6,3	4,9	11,2	9,8	1,4	1,12
Región Nororiental							
1990-2000	45,4	0,6	3,4	4,0	1,2	-2,8	0,72
2000-2010	37,2	1,2	5,1	6,3	2,5	-3,9	1,28
2010-2025	34,1	4,5	4,3	8,8	8,7	0,2	0,80
Región Chicamocha							
1990-2000	14,8	0,4	2,4	2,8	0,8	-2,0	1,51
2000-2010	11,9	1,2	3,6	4,8	2,4	-2,4	2,63
2010-2025	9,3	1,7	3,8	5,5	3,4	-2,1	2,27
Región Noroccidental							
1990-2000	29,6	1,1	2,3	3,4	2,1	-1,2	0,76
2000-2010	23,3	1,9	5,9	7,9	3,9	-4,0	2,26
2010-2025	18,3	3,3	6,9	10,2	6,6	-3,6	2,14
Región Suroriental							
1990-2000	89,2	0,4	2,0	2,4	0,9	-1,6	0,22
2000-2010	79,3	0,4	2,2	2,7	0,8	-1,8	0,28
2010-2025	79,1	2,8	0,6	3,5	1,2	2,2	0,05

En las regiones Nororiental y Suroriental se observó una tendencia similar a la encontrada en toda la cordillera, con mayores tasas de deforestación anuales de 2000 a 2010 (1,28 % y 0,28 %) y menores de 2010 a 2025 (0,80 % y 0,05 %). La reducción potencial de la deforestación tendrá tal magnitud que incluso habrá cambios netos positivos asociados a la ganancia de bosque, que superará a la pérdida en 49 km<sup>2</sup> (0,1 %) y 378 km<sup>2</sup> (2,3 %), respectivamente.

Comparando la ubicación de los cambios en las dos regiones, tanto la pérdida como la ganancia de bosque se concentrarán principalmente en la zona Nororiental, donde ambos estados compartirán de manera general núcleos de localización, particularmente en el centro y sur de Norte de Santander, en el este y sur de Boyacá y en el este de Cundinamarca. Las áreas donde habrá más ganancia de bosque a futuro (2010 – 2025) serán principalmente aquellas con niveles importantes de pérdida en el periodo anterior (2000 – 2010).

En cuanto a la persistencia de bosque, aunque en la región Nororiental y Suroriental se encontraron los mayores valores en los tres periodos evaluados, la región Suroriental supera todos los hallazgos, con registros entre el 79 % y el 90 %. En la región se encontraron las menores tasas de deforestación anual de todas las áreas evaluadas (entre 0,28 % y 0,05 %), hecho que también implicó áreas reducidas de cambio total (pérdida y ganancia de bosque). Observando la localización de las áreas persistentes, en la región Nororiental se concentrarán principalmente al sur de Norte de Santander, al noreste de Boyacá, oeste de Arauca y del Meta. En la región Suroriental, la persistencia será mayor al oeste de Caquetá, Putumayo y al sur del Cauca.

En las regiones Nororiental y Suroriental se encuentra la mayor cantidad de Parques Nacionales Naturales (PNN), sin embargo, revisando las tendencias futuras, los PNN de la región Nororiental tendrán algunas ganancias de bosque, particularmente el Cocuy, Pisba, Chingaza y Sumapaz (sumando en total 245 km<sup>2</sup>). En la región Suroriental, los PNN tendrán amplias áreas de bosque persistente (3.268 km<sup>2</sup> en total), localizadas principalmente en la cordillera de los Picachos, serranía de los Churumbelos, Alto Fragua – Indiwasi y en el complejo volcánico Doña Juana Cascabel (Tabla 12, Figura 11, Figura 12).

Las regiones Noroccidental y Chicamocha, aunque siguen la misma tendencia general de la cordillera, con ciertas reducciones de la pérdida y aumentos de la ganancia de bosque en el periodo 2010 – 2025, la deforestación continuará en ascenso, registrando las mayores tasas anuales de todas las regiones, 2,14 % y 2,27 %, respectivamente.

La región Noroccidental tendrá grandes áreas de cambio (10,2 %) asociadas principalmente con deforestación. La pérdida de bosque registrará

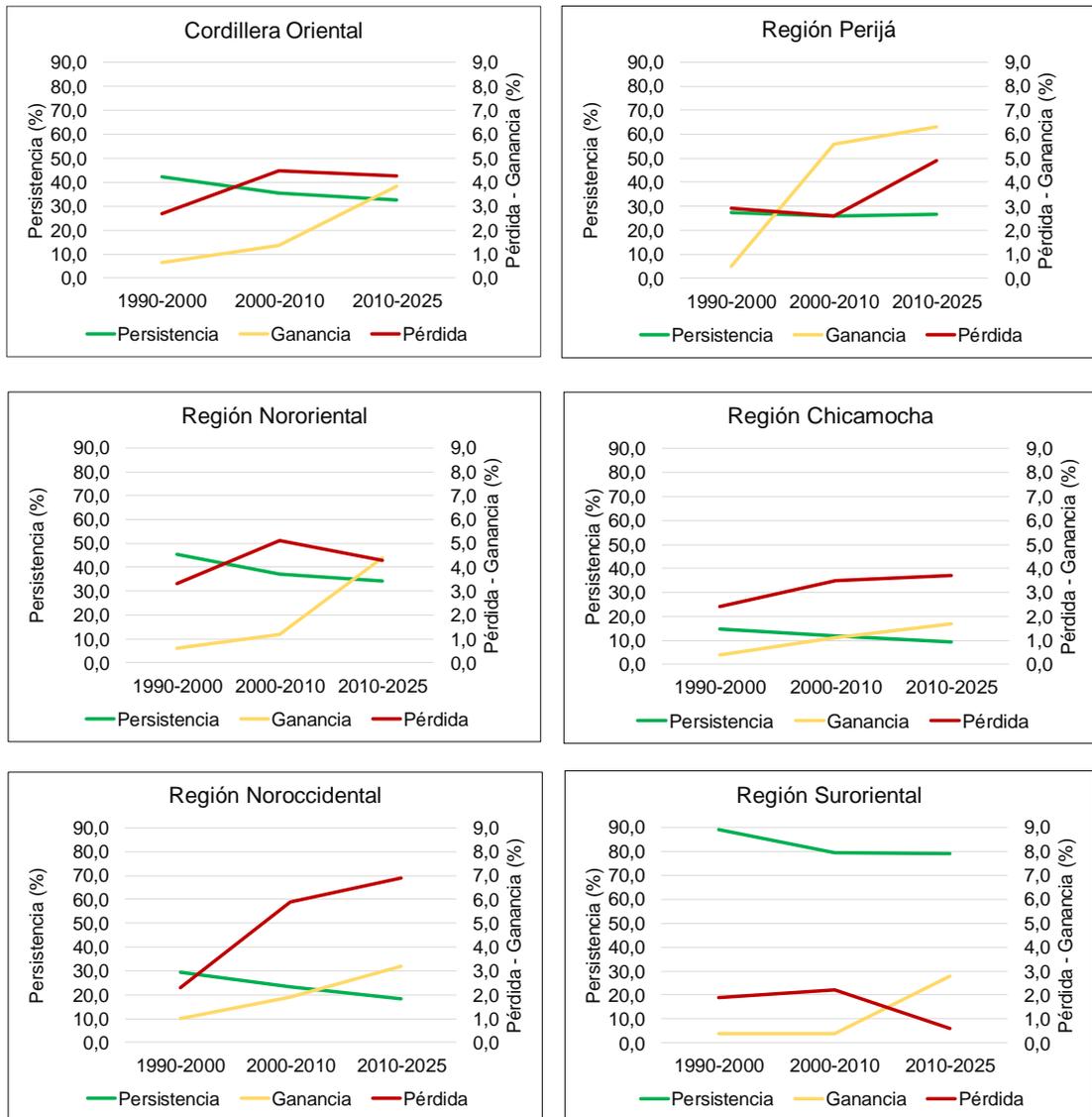
los mayores valores netos de todas las regiones, con una reducción de 936 km<sup>2</sup> (3,6 %). La ganancia de bosque, aunque de 844 km<sup>2</sup> (3,3 %), seguirá siendo baja para compensar la deforestación proyectada. Aunque habrá cierto porcentaje de pérdida y de ganancia de bosque simultáneo (6,6 %), siempre será mayor la deforestación que el aumento de coberturas boscosas. Esta situación llevará a un continuo declive de la persistencia, que también tendrá la mayor disminución de todas las regiones (5 %), con respecto al periodo 2000 – 2010. La pérdida de bosque ocurrirá principalmente en la zona noreste y sur de Santander, oeste de Boyacá, noroeste de Cundinamarca y este del Tolima mientras que la ganancia se ubicará principalmente en la zona oeste de Norte de Santander, noreste de Santander y del Huila, donde también estarán las mayores áreas de bosque persistente.

En la región Chicamocha las transformaciones se encontraron más críticas, porque históricamente registra las menores áreas de persistencia de todas las zonas evaluadas (entre el 11 % y el 15 %) y éstas continuarán disminuyendo de 2010 a 2025, quedando solo 1.822 km<sup>2</sup> (9,3 %). La tasa anual de deforestación será la mayor de todas las regiones (2,27 %), generando una pérdida neta de 407 km<sup>2</sup> de bosque (2,1 %), que no podrá ser compensado por el aumento de coberturas boscosas, porque estas solo ganarán 332 km<sup>2</sup> (1,7 %), el menor incremento de todas las regiones. Las áreas de pérdida y persistencia del bosque serán mayores en la zona centro y sur de Santander mientras que la ganancia de bosque estará localizada hacia la zona este del mismo departamento.

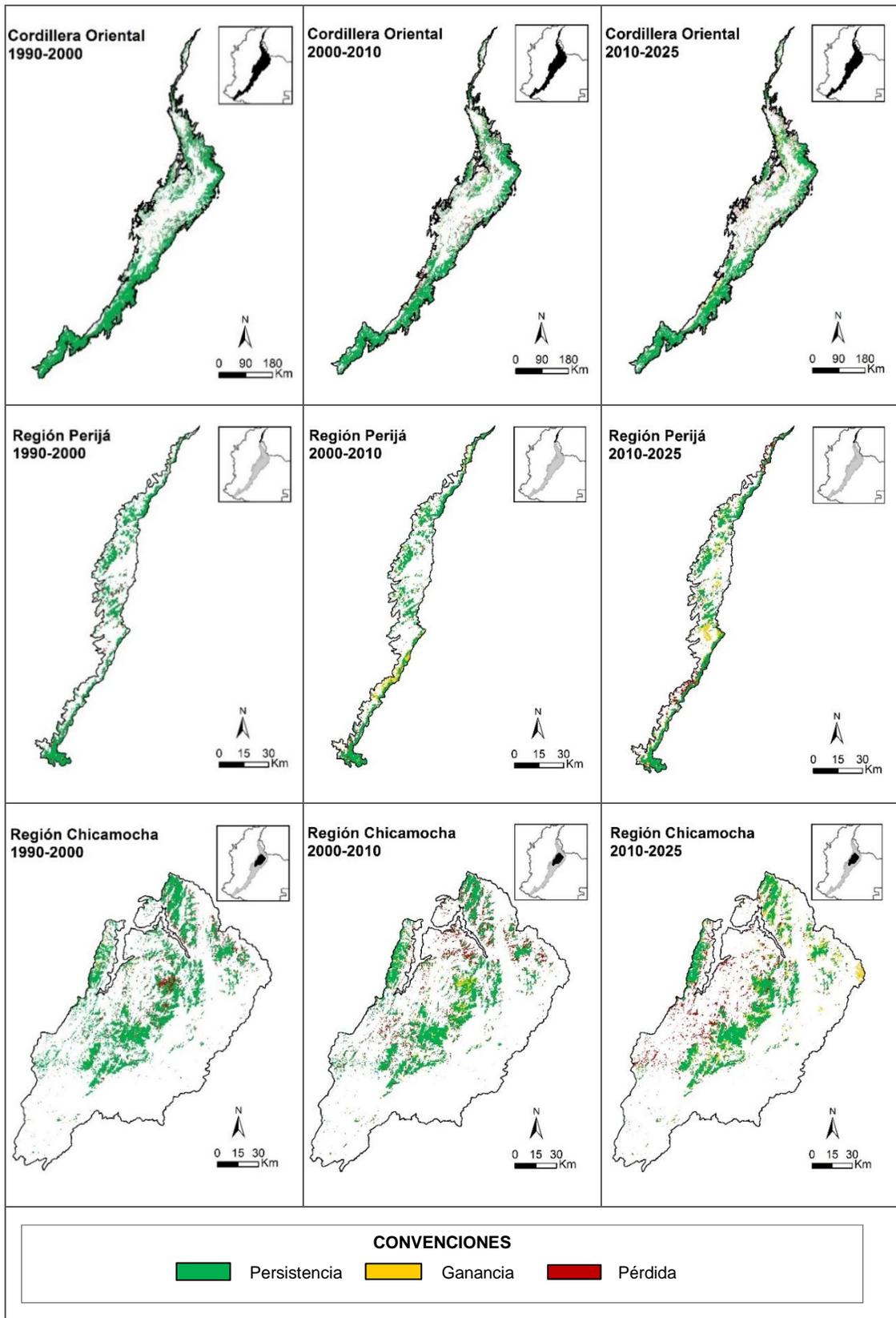
Tanto la región Noroccidental como la región Chicamocha tienen una reducida presencia de PNN. En la región Noroccidental sobresale únicamente el PNN serranía de los Yariguíes, por sus áreas de bosque persistente y los PNR la Siberia y parte alta de la cuenca del río las Ceibas, donde habrá cierta ganancia de bosque (64 km<sup>2</sup>). En la región Chicamocha se destaca el SPNN y los DRMI, porque tendrán en conjunto el 76 % de las áreas de persistencia de bosque de toda la región. Dentro del SPNN sobresalen el PNN serranía de los Yariguíes, el SFF Iguaque y el SFF Guanentá alto río Fonce. En los DRMI son de particular relevancia i) los páramos de Guantiva, la Rusia, bosques de roble y sus zonas aledañas y ii) la serranía de los Yariguíes (Tabla 12, Figura 11, Figura 12).

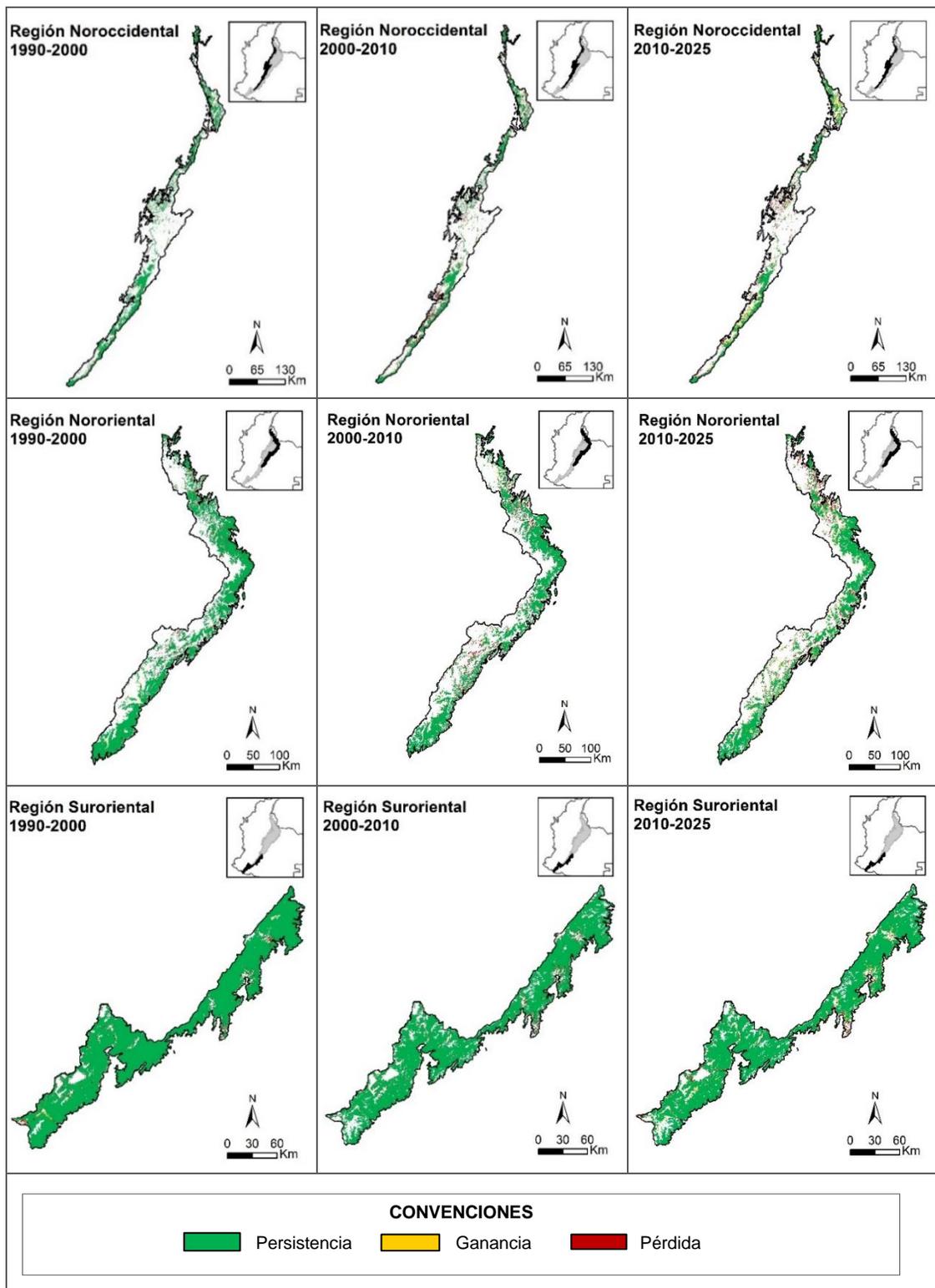
La región Perijá mostró una tendencia ligeramente diferente a las demás zonas evaluadas, porque la ganancia superó a la pérdida de bosque desde el periodo 2000 – 2010 y continuará en aumento en el periodo 2010 – 2025, alcanzando los 150 km<sup>2</sup> (6,3 %), el mayor porcentaje de todas las regiones y de todos los periodos. Sin embargo, la pérdida de bosque total, que solo incrementó 0,2 % de 1990 – 2000 a 2000 – 2010, también aumentará considerablemente a futuro, de 2010 a 2025, con valores cercanos al 2 % en relación al periodo anterior. Las áreas de cambio serán las más extensas de todas las regiones, con 267 km<sup>2</sup> (11,2 %) y allí ocurrirá el mayor porcentaje de pérdida y de ganancia de bosque simultáneo (9,8 %). A pesar del aumento en la deforestación, los cambios netos totales seguirán inclinándose hacia la ganancia de bosque en 33 km<sup>2</sup> (1,4 %), apoyados en la recuperación histórica de las coberturas boscosas naturales. Dado que las tasas de deforestación han sido homogéneas, con 0,99 % de 1990 a 2000, 0,95 % de 2000 a 2010 y 1,12 % de 2010 – 2025, la persistencia del bosque, aunque baja, con valores entre el 26,6 % y el 27,4 % no ha variado ni se modificará sustancialmente a futuro, con un cambio total en todo el lapso de tiempo evaluado del 0,8 %, el menor de todas las regiones y de todos los periodos.

En la región Perijá, las áreas de pérdida de bosque se concentrarán en el centro este del Cesar, en la parte sur de la serranía el Perijá, mientras que las áreas de ganancia estarán ubicadas principalmente al noreste del Cesar, en la misma serranía. Los bosques persistentes se encontrarán al sureste de la Guajira y al este de Cesar y estarán localizadas en las zonas altas de la serranía del Perijá, en toda su extensión. La región Perijá tiene la menor cantidad de categorías del SINAP de todas las áreas evaluadas. Se destaca el PNN Catatumbo Barí, que albergará el 10 % del total de las áreas de bosque persistente de la región (68 km<sup>2</sup>) (Tabla 12, Figura 11, Figura 12).



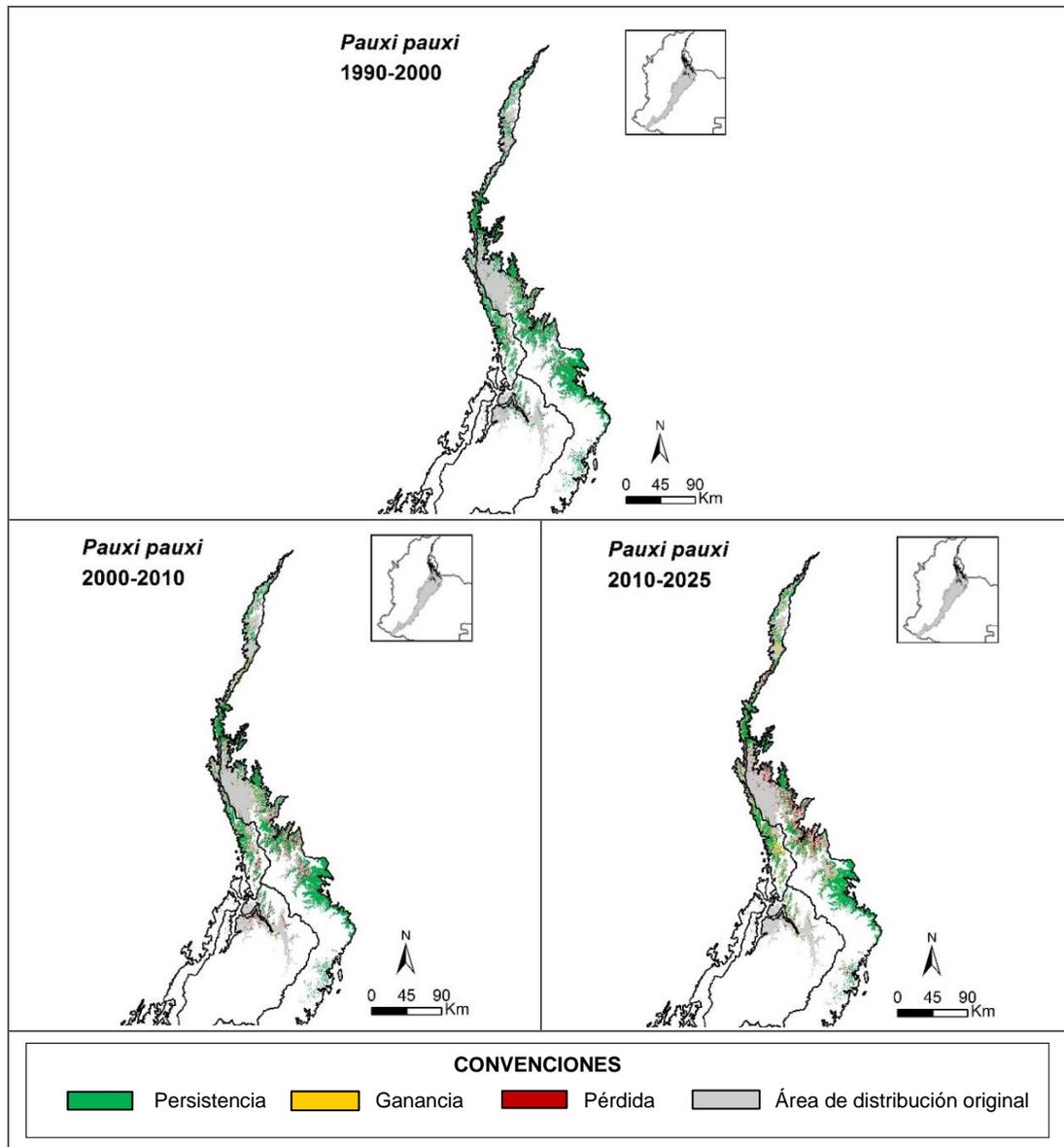
**Figura 11.** Persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales en la cordillera Oriental y en las regiones, considerando los tres periodos evaluados.





**Figura 12.** Persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales en la cordillera Oriental y en las regiones, considerando los tres periodos evaluados.

La persistencia, la ganancia y la pérdida de coberturas boscosas naturales también se identificaron y cuantificaron en el área de distribución original de las aves amenazadas y casi amenazadas incluidas en el estudio, durante los periodos 1990 – 2000, 2000 – 2010 y 2010 – 2025. A manera ilustrativa, en la Figura 13 se muestra cada uno de los estados mencionados para el ave *Pauxi pauxi*. De igual forma, los hallazgos pueden observarse en la Figura 14, Figura 15 y Figura 16.



**Figura 13.** Persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales en el área de distribución de *Pauxi Pauxi*, considerando los tres periodos evaluados.

Cabe aclarar que en la descripción de los resultados se detalla i) en porcentaje, cuanto aún mantienen o han perdido las especies con respecto a su área de distribución original, ii) en hectáreas, las áreas de persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales ocurridas en el área de distribución de las especies, en un periodo de tiempo determinado, iii) en porcentaje, las áreas de persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales de las especies, tomando como total el área de distribución encontrada en un periodo de tiempo determinado. Se utilizarán las siguientes abreviaturas: end.col: ave endémica de Colombia; end.cor: ave endémica de la cordillera Oriental.

Observando las áreas de distribución de las aves en peligro crítico (CR) y en peligro (EN) (Renjifo et al. 2014, Renjifo et al. 2016) (Figura 14 a), las especies que mantuvieron mayor cantidad de coberturas boscosas naturales con respecto al área de distribución original fueron *Tinamus osgoodi* y *Ognorhynchus icterotis*, con valores entre el 80 % y el 99 %. Por otro lado, las aves que perdieron más coberturas boscosas naturales en relación al área de distribución original fueron *Crypturellus obsoletus castaneus* (end.col; end.cor), con valores entre el 95 % y el 98 %, *Thryophilus nicefori* (end.col; end.cor) y *Amazilia castaneiventris* (end.col; end.cor) con pérdidas entre el 80 % y el 90 %, *Capito hypoleucus* (end.col) con valores entre el 58 % y el 79 %, *Pionus fuscus* y *Odontophorus strophium* (end.col; end.cor) con valores entre el 70 % y el 78 % y *Macroagelaius subalaris* (end.col; end.cor) con pérdidas entre el 64 % y el 67 %.

En cuanto al área de distribución de las aves en los tres periodos evaluados (expresada en hectáreas) ((Figura 14 b), la especie que obtuvo el mayor valor fue *Spizaetus isidori*, con registros entre 2.000.000 ha (20.000 km<sup>2</sup>) y 2.600.000 ha (26.000 km<sup>2</sup>) seguida de *Buteogallus solitarius*, con valores entre 750.000 ha (7.500 km<sup>2</sup>) y 1.000.000 ha (10.000 km<sup>2</sup>). Por el contrario, las aves con menor área de distribución fueron *Crypturellus obsoletus castaneus* (end.col; end.cor), *Grallaria alleni*, *Pionus fuscus* y *Grallaria kaestneri* (end.col; end.cor), con valores menores a 50.000 ha (500 km<sup>2</sup>). También registraron áreas pequeñas *Capito hypoleucus* (end.col), *Thryophilus nicefori* (end.col; end.cor), *Doliornis remseni* y *Tinamus osgoodi*, con áreas entre 100.000 ha (1.000 km<sup>2</sup>) y 150.000 ha (1.500 km<sup>2</sup>).

Tomando como total el área de distribución de las aves en cada uno de los periodos evaluados (1990 – 2000, 2000 – 2010 y 2010 – 2025), las especies

con mayor porcentaje de persistencia del bosque fueron *Tinamus osgoodi*, *Grallaria alleni* y *Ognorhynchus icterotis*, con valores cercanos al 90 %. Ninguna de las tres especies es endémica de Colombia, todas se localizan en la región Suroriental y aunque tienen áreas pequeñas, las coberturas boscosas naturales donde se distribuyen se han mantenido en el tiempo. En cuanto a la ganancia de bosque, *Pionus fuscus* obtuvo los mayores registros en la región Perijá (cercaos al 20 %), durante los periodos 2000 – 2010 y 2010 – 2025 (Figura 14 a).

Considerando las áreas de deforestación, el mayor valor lo obtuvo *Crypturellus obsoletus castaneus* (end.col; end.cor) en el periodo 2010 – 2025, porque perderá el 60 % de las coberturas boscosas naturales (región Noroccidental). También tendrán elevados porcentajes de pérdida *Capito hypoleucus* (end.col) (región Noroccidental) y *Amazilia castaneiventris* (end.col; end.cor) (región Noroccidental y Chicamocha), con valores cercanos al 40 % en el periodo 2010 – 2025. Se destaca igualmente *Thryophilus nicefori* (end.col; end.cor) (región Noroccidental y Chicamocha), con registros cercanos al 30 % en el periodo 2000 – 2010 y 2010 – 2025 (Figura 14 a).

De 2010 a 2025 la especie *Crypturellus obsoletus castaneus* se encontrará parcialmente representada dentro del DRMI Salto del Tequendama y Cerro Manjui, que hace parte del AICA bosques de la falla de San Antonio del Tequendama (Cundinamarca). *Amazilia castaneiventris*, *Thryophilus nicefori* y *Capito hypoleucus* se localizarán en Santander y Boyacá. En esta zona se encuentran los AICAS bosques secos del valle del río Chicamocha, cerro la Judía, serranía de los Yariguíes, reserva biológica Cachalú, vereda las Minas y serranía de las Quinchas. *Capito hypoleucus* se distribuirá parcialmente en el PNN y DRMI serranía de los Yariguíes (Santander). *Amazilia castaneiventris* tendrá algunas áreas en el PNN y DRMI serranía de los Yariguíes, en el SFF Guanentá alto río Fonce, en los páramos de Guantiva, la Rusia, bosques de roble y sus zonas aledañas (todos en Santander) y en el SFF Iguaque (Boyacá). *Thryophilus nicefori* se encontrará de manera parcial en el PNN y DRMI serranía de los Yariguíes y en el DRMI páramos de Guantiva, la Rusia, bosques de roble y sus zonas aledañas (Santander).

En cuanto a las áreas de distribución de las aves vulnerables (VU) (Renjifo et al. 2014; Renjifo et al. 2016) (Figura 15 a), las especies que mantuvieron

mayor cantidad de coberturas boscosas en relación al área de distribución original fueron *Hypopyrrhus pyrohypogaster* (end.col), *Galbula pastazae* y *Ampelion rufaxilla*, con valores entre el 80 % y el 96 %. Sin embargo, también se destacan aquellas aves que registraron grandes pérdidas de coberturas boscosas con respecto a su área de distribución original, entre ellas *Dacnis hartlaubi* (end.col) con reducciones del 80 % al 90 %, *Pyrrhura calliptera* (end.col; end.cor) con disminuciones del 70 % al 80 % y *Scytalopus perijanus*, con pérdidas cercanas al 70 %. Sobresalen igualmente *Anthocephala berlepschi* (end.col), *Hapalopsittaca amazonina* y *Dendroica cerulea*, con pérdidas entre el 50 % y el 70 % de coberturas boscosas naturales.

Observando las áreas de distribución de las aves en los tres periodos evaluados (expresada en hectáreas) (Figura 15 b), las especies con mayores extensiones fueron *Dendroica cerulea* y *Creurgops verticalis*, con áreas entre 1.500.000 ha (15.000 km<sup>2</sup>) y 2.250.000 ha (22.500 km<sup>2</sup>) y *Ara militaris*, con extensiones de 1.000.000 ha (10.000 km<sup>2</sup>) a 1.500.000 ha (15.000 km<sup>2</sup>). Por otro lado, aquellas aves que presentaron menor cantidad de coberturas boscosas naturales fueron *Andigena hypoglauca* y *Scytalopus perijanus*, con valores inferiores a 30.000 ha (300 km<sup>2</sup>). También se destacan *Anthocephala berlepschi* (end.col), *Atlapetes fuscolivaceus* (end.col), *Scytalopus rodriguezii* (end.col), *Hypopyrrhus pyrohypogaster* (end.col), *Buthraupis wetmorei*, *Ampelion rufaxilla* y *Grallaria rufocinerea*, con áreas entre 60.000 ha (600 km<sup>2</sup>) y 200.000 ha (2.000 km<sup>2</sup>).

Considerando como total el área de distribución de las aves en cada uno de los periodos evaluados (1990 – 2000, 2000 – 2010 y 2010 – 2025), las aves con mayor porcentaje de persistencia del bosque fueron *Hypopyrrhus pyrohypogaster* (end.col), *Galbula pastazae*, *Leptosittaca branickii*, *Grallaria rufocinerea*, *Ampelion rufaxilla* y *Buthraupis wetmorei*, con registros cercanos al 90 %. Todas las especies se distribuyen en la región Suroriental y solo una es endémica de Colombia. En el caso de *Buthraupis wetmorei*, *Ampelion rufaxilla*, *Grallaria rufocinerea* e *Hypopyrrhus pyrohypogaster* (end.col), aunque se localizaron en pequeñas áreas, sus áreas de distribución se mantuvieron durante los tres periodos evaluados. Con respecto a la ganancia de bosque, el mayor valor lo registró *Anthocephala berlepschi* (end.col) (región Noroccidental), con incrementos de las coberturas boscosas cercanos al 20 % en el periodo 2010 – 2025. Le siguió *Scytalopus perijanus* (región Perijá) con valores cercanos al 13 % en el periodo 2000 – 2010 y

2010 – 2025. También habrá cierta ganancia de bosque (cerca al 10 %) en las áreas de distribución de las especies *Dendroica cerulea* (principalmente en las regiones Noroccidental y Perijá), *Dacnis hartlaubi* (end.col) (principalmente en la región Noroccidental), *Hapalopsittaca amazonina* y *Pyrrhura calliptera* (end.col; end.cor) (ambas en la región Nororiental) (Figura 15 a).

En cuanto a la pérdida de bosque, *Dacnis hartlaubi* (end.col) (región Noroccidental y Chicamocha) fue la más afectada, porque registró reducciones en sus áreas de distribución cercanas al 20 % en el periodo 2000 – 2010 y será la especie que tendrá mayores disminuciones a futuro, con pérdidas cercanas al 40 % de 2010 a 2025. También *Anthocephala berlepschi* (end.col) (región Noroccidental) registró un descenso del 23 % en las coberturas boscosas naturales durante el periodo 2000 – 2010 y sus áreas de distribución se reducirán en un 15 % de 2010 a 2025. Los cambios mencionados ocurrirán para ambas especies en la región Noroccidental, principalmente (Figura 15 a).

*Dacnis hartlaubi* se localizará a futuro en los departamentos de Santander, Boyacá, Cundinamarca, Tolima y Huila. Tendrá parte de sus áreas de distribución en el PNN y DRMI serranía de los Yariguíes, donde se encuentra un AICA que lleva el mismo nombre (todos en Santander), en el DRMI el Chuscal y en el DRMI Salto del Tequendama y Cerro Manjui, que hace parte del AICA bosques de la falla de San Antonio del Tequendama (Cundinamarca). *Anthocephala berlepschi* se encontrará en la zona este del Huila y Tolima y estará parcialmente representada en los PNR la Siberia, parte alta de la cuenca del río las Ceibas y en el cerro páramo de Miraflores, ambos en el departamento del Huila.

Finalmente, tomando en consideración las especies casi amenazadas (Renjifo et al. 2014; Renjifo et al. 2016) (Figura 16 a), aquellas con mayores extensiones en relación al área de distribución original fueron *Pipreola chlorolepidota* y *Phlogophilus hemileucurus*, con registros cercanos al 90 % seguidas por *Accipiter collaris*, con valores del 60 % al 75 %. La especie con mayor pérdida de bosques con respecto al área de distribución original fue *Coeligena prunellei* (end.col; end.cor), que obtuvo valores cercanos al 80 %. También se encontraron valores bajos para las especies *Contopus cooperi*, *Pyrrhura pyrrhura*, *Basileuterus cinereicollis* y *Odontophorus atrifrons*, con reducciones del 65 % al 80 %.

Tomando en cuenta las áreas de distribución en los tres periodos analizados (expresada en hectáreas) (Figura 16 b), la especie con mayores registros fue *Andigena nigrirostris*, con valores entre 1.750.000 ha (17.500 km<sup>2</sup>) y 2.250.000 ha (22.500 km<sup>2</sup>). Por otro lado, aquellas con menores extensiones en sus áreas de distribución fueron *Pipreola chlorolepidota*, con valores inferiores a 250.000 ha (2.500 km<sup>2</sup>), *Phlogophilus hemileucurus*, *Basileuterus cinereicollis* y *Odontophorus atrifrons*, con áreas entre 250.000 ha (2.500 km<sup>2</sup>) y 500.000 ha (5.000 km<sup>2</sup>).

Considerando como total el área de distribución de las aves en cada uno de los periodos evaluados (1990 – 2000, 2000 – 2010 y 2010 – 2025) las especies con mayor porcentaje de persistencia de coberturas boscosas naturales fueron *Phlogophilus hemileucurus* y *Pipreola chlorolepidota*, con valores cercanos al 90 %. Estas aves se localizaron en la región Suroriental y aunque tuvieron áreas de distribución pequeñas, sus coberturas boscosas naturales se han mantenido en los tres periodos evaluados. Sobre la ganancia de bosque, los mayores valores se encontraron de 2010 a 2025, principalmente en el área de *Odontophorus atrifrons*, con valores cercanos al 15 % (región Noroccidental). También aumentarán las coberturas boscosas en las áreas de distribución de *Contopus cooperi* (regiones Perijá, Nororiental y Noroccidental) y *Basileuterus cinereicollis* (región Perijá), ambas con valores cercanos al 12 %. Con respecto a la pérdida de coberturas boscosas naturales, las especies con mayores reducciones a futuro (2010 – 2025) serán *Coeligena prunellei* (end.col; end.cor) (regiones Chicamocha y Noroccidental) y *Pyrilia pyrilia* (regiones Perijá, Chicamocha y Noroccidental), con registros cercanos al 25 % (Figura 16 a).

La especie *Coeligena prunellei* se distribuirá a futuro en los departamentos de Santander, Boyacá y Cundinamarca. Estará parcialmente representada en el AICA, PNN y DRMI serranía de los Yariguíes, en el PNN Guanentá alto río Fonce (todos en Santander), en el PNN Iguaque (Boyacá), en el DRMI el Chuscal y en el DRMI Salto del Tequendama y Cerro Manjui, que se ubica dentro del AICA bosques de la falla de San Antonio del Tequendama (Cundinamarca). *Pyrilia pyrilia* se encontrará en los departamentos de la Guajira, Cesar, Norte de Santander, Santander, Boyacá, Arauca, Cundinamarca y Tolima. Algunas áreas estarán dentro del PNN Catatumbo Barí, el PNN y el AICA Tamá (Norte de Santander).



**Figura 14.** Persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales en el área de distribución de las aves en peligro crítico y en peligro, en cada uno de los periodos evaluados. a) porcentaje de persistencia, ganancia y pérdida en relación al área de distribución original de las especies, b) área en hectáreas de persistencia, ganancia y pérdida en los periodos evaluados.





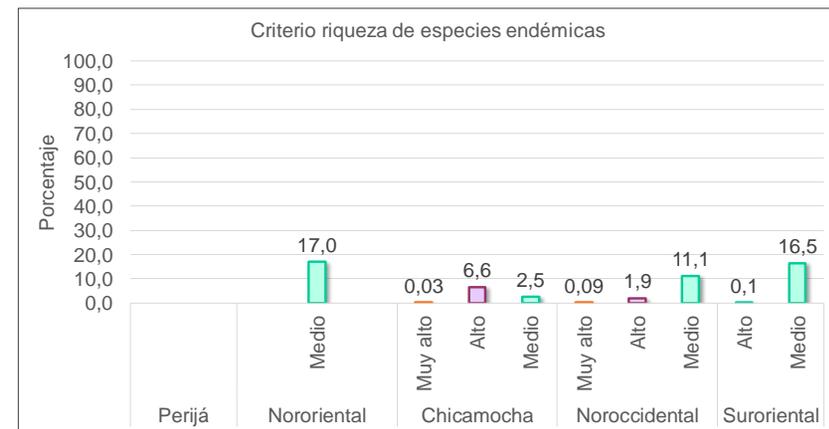
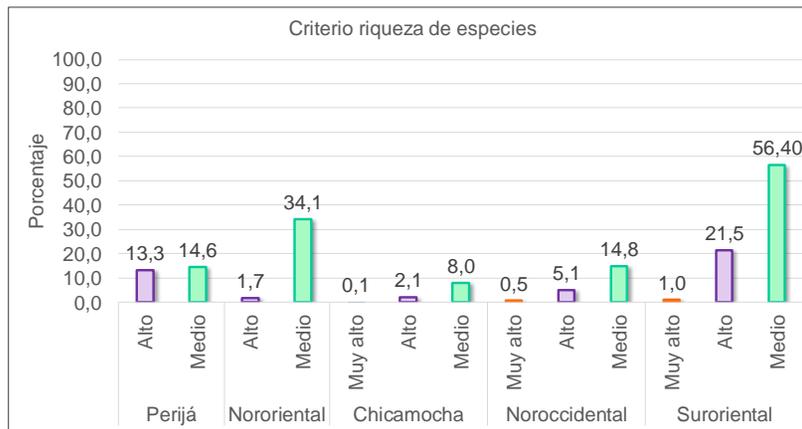
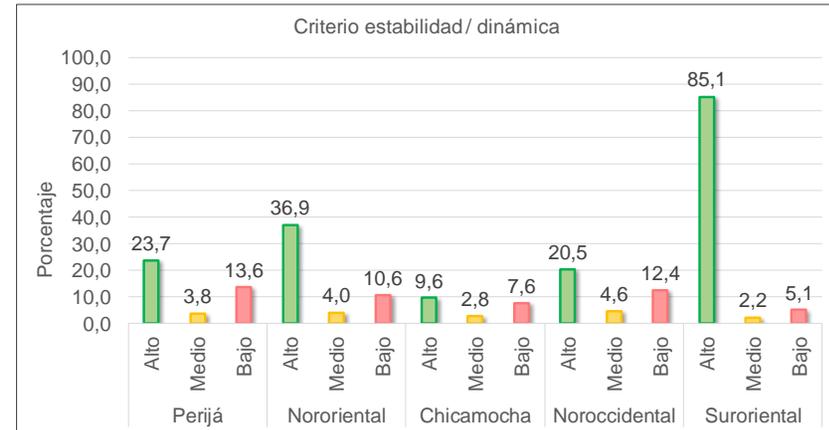
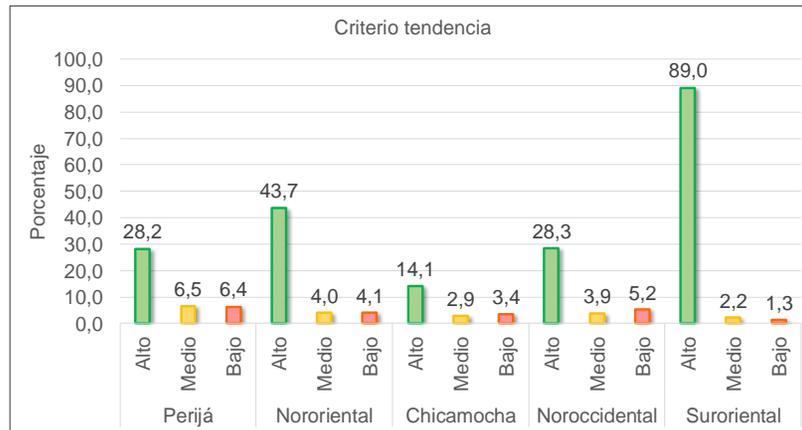
**Figura 16.** Persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales en el área de distribución de las aves casi amenazadas, en cada uno de los periodos evaluados. a) porcentaje de persistencia, ganancia y pérdida en relación al área de distribución original de las especies, b) área en hectáreas de persistencia, ganancia y pérdida en los periodos evaluados.

## 5.2. Áreas futuras de priorización y de complementación

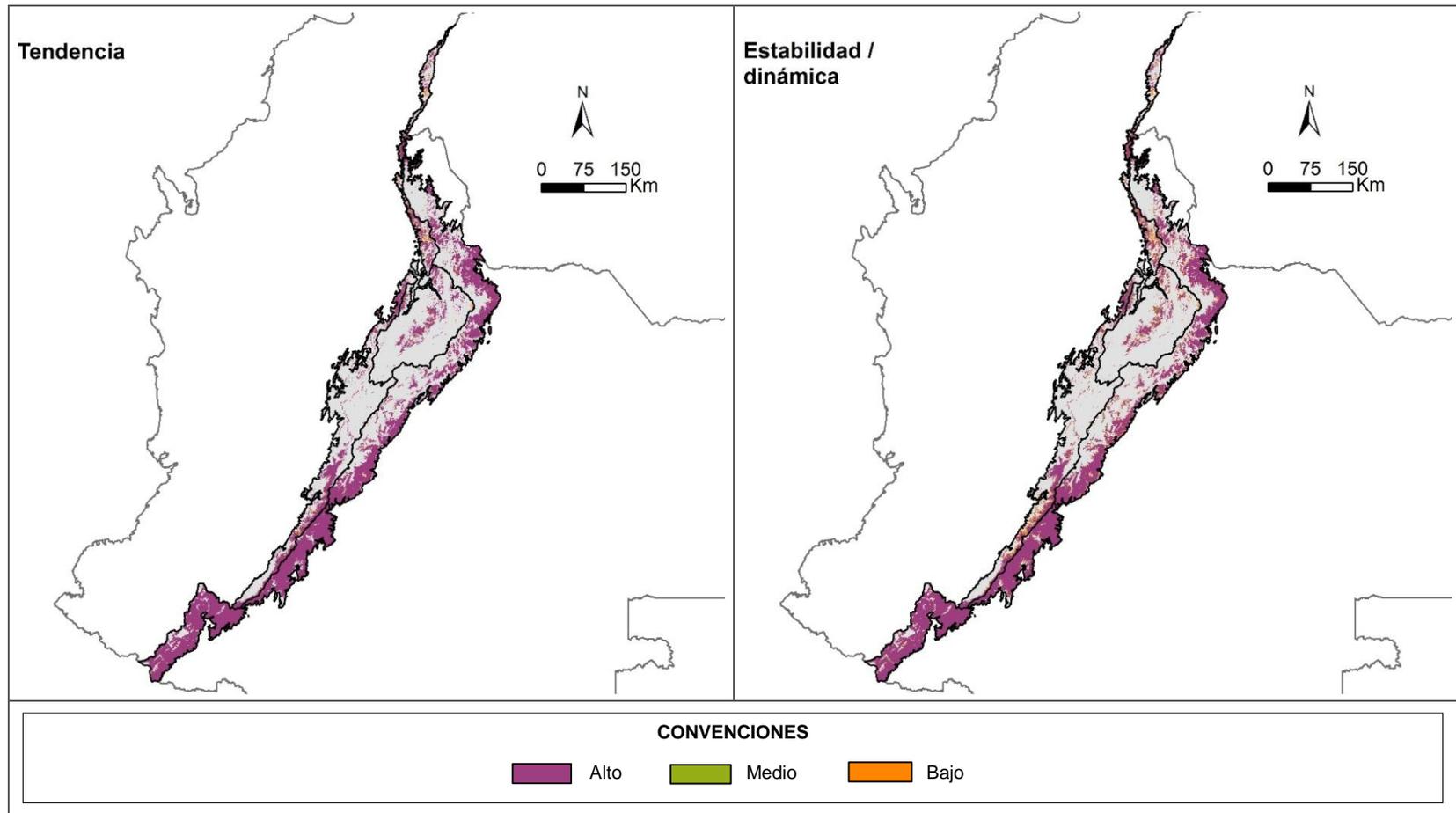
En esta sección se detallan los resultados de los criterios tendencia, estabilidad / dinámica, riqueza de especies y riqueza de especies endémicas, que fueron utilizados para identificar zonas de mayor o menor interés en la definición de áreas prioritarias y complementarias para las especies.

Observando el criterio tendencia de las coberturas boscosas naturales en los tres periodos evaluados (1990 – 2000, 2000 – 2010 y 2010 – 2025), la región Suroriental fue el área con mayor inclinación hacia la persistencia del bosque (89,0 %), seguida de la región Nororiental (43,7 %). Por otro lado, las regiones con menor tendencia a la persistencia fueron Chicamocha (14,1 %), la región Perijá (28,2%) y la región Noroccidental (28,3 %). En cuanto a la ganancia y la pérdida de bosque, la región Perijá fue la más proclive a ambos estados, con valores semejantes (6,5 % y 6,4 %), encontrándose solo una leve tendencia hacia la ganancia más que hacia la pérdida de coberturas boscosas. En las regiones Noroccidental y Chicamocha hubo una tendencia más acentuada hacia la pérdida (5,2 % y 3,4 %) que hacia la ganancia de bosque (3,9 % y 2,9 %), respectivamente (Figura 17, Figura 18). Con respecto al criterio estabilidad / dinámica de las coberturas boscosas naturales, las áreas más estables se hallaron en las regiones Suroriental (85,1 %) y Nororiental (36,9 %) mientras que las áreas más dinámicas se encontraron en Perijá (13,6 %) y la región Noroccidental (12,4 %) (Figura 17, Figura 18).

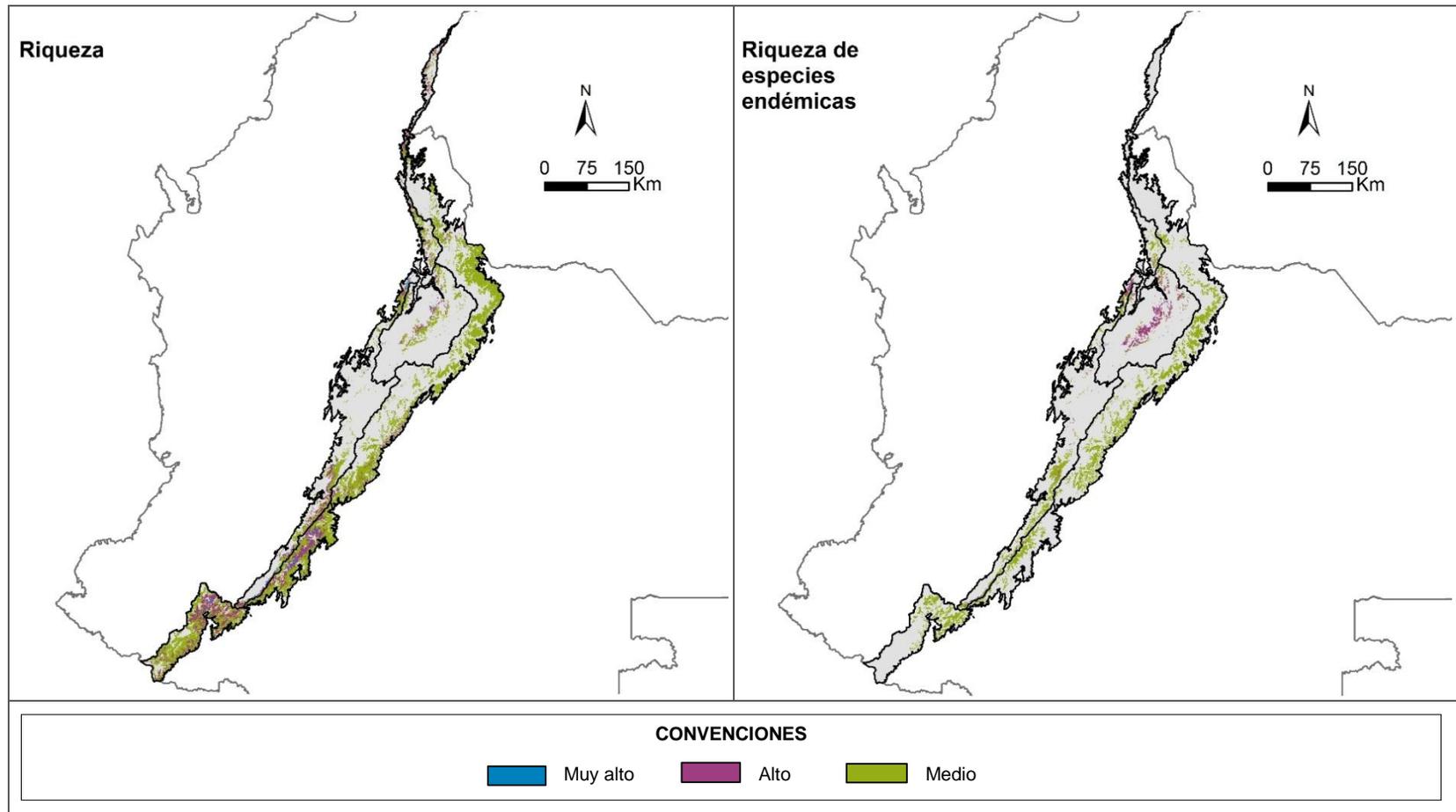
Considerando el criterio riqueza de especies (áreas de ocupación de las aves en el periodo 2010 – 2025), las regiones con mayores valores fueron Suroriental y Perijá, porque allí se encontraron las áreas más extensas que registraron de 8 a 11 especies (21,5 % y 13,3 %, respectivamente). Los valores medios de riqueza (de 1 a 7 especies) se ubicaron principalmente en la región Suroriental y Nororiental, donde ocuparon el 56,4 % y el 34,1 %, respectivamente. Las regiones con menor riqueza de especies fueron Chicamocha y Noroccidental, con valores bajos en todas las calificaciones. En cuanto al criterio riqueza de especies endémicas, la región Chicamocha obtuvo las áreas más extensas con presencia de 3 a 4 especies (6,6 %), seguida de la región Noroccidental (1,9 %). Las áreas de endemismo medio (1 a 2 especies) se encontraron de manera predominante en la región Nororiental (17,0 %) y Suroriental (16,5 %). En la región Perijá no se registró ninguna especie endémica (Figura 17, Figura 19).



**Figura 17.** Área en porcentaje correspondiente a los criterios tendencia, estabilidad / dinámica, riqueza de especies y riqueza de especies endémicas. El porcentaje se calculó con respecto al área total de cada región. Tendencia: alto: tiende a la persistencia, medio: tiende a la ganancia, bajo: tiende a la pérdida. Estabilidad / dinámica: alto: estable, medio: poco dinámico, bajo: muy dinámico. Riqueza de especies: muy alto: 12 a 15 especies, alto: 8 a 11 especies, medio: 1 a 7 especies. Riqueza de especies endémicas: muy alto: 5 a 7 especies, alto: 3 a 4 especies, medio: 1 a 2 especies.

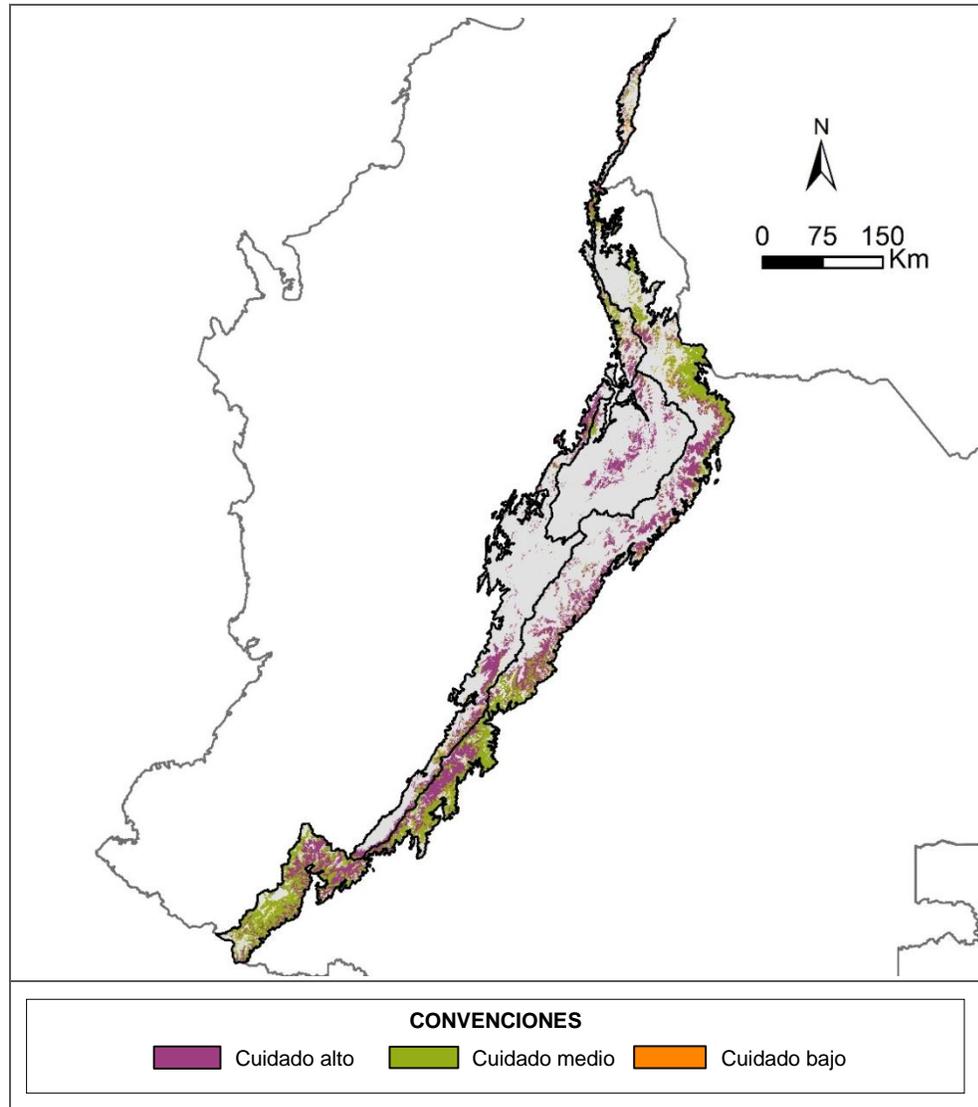


**Figura 18.** Criterios tendencia y estabilidad / dinámica. Tendencia: alto: tiende a la persistencia, medio: tiende a la ganancia, bajo: tiende a la pérdida. Estabilidad / dinámica: alto: estable, medio: poco dinámico, bajo: muy dinámico.



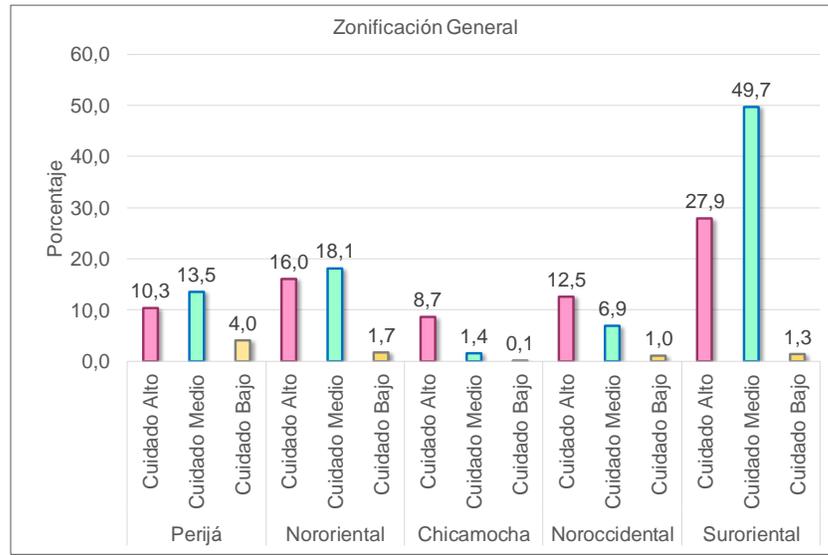
**Figura 19.** Criterios riqueza de especies y riqueza de especies endémicas. Riqueza de especies: muy alto: 12 a 15 especies, alto: 8 a 11 especies, medio: 1 a 7 especies. Riqueza de especies endémicas: muy alto: 5 a 7 especies, alto: 3 a 4 especies, medio: 1 a 2 especies.

A partir de los criterios evaluados se construyó la zonificación general, donde se presentan las áreas de cuidado alto, de cuidado medio y de cuidado bajo (Figura 20).



**Figura 20.** Zonificación general con las áreas de cuidado alto, cuidado medio y cuidado bajo. En las áreas de cuidado alto se encuentran zonas que tuvieron tendencia a la persistencia, a la estabilidad de las coberturas boscosas naturales, con gran cantidad de especies y de ellas numerosas endémicas. Las áreas de cuidado medio se localizaron en zonas con alguna tendencia hacia la persistencia, pero donde predominó la ganancia de bosque, una dinámica moderada, un número intermedio de especies y de ellas pocas endémicas. Las áreas de cuidado bajo se ubicaron en zonas con tendencia a la pérdida de coberturas boscosas, con elevado nivel de dinámica, bajo número de especies y de ellas ninguna endémica de Colombia.

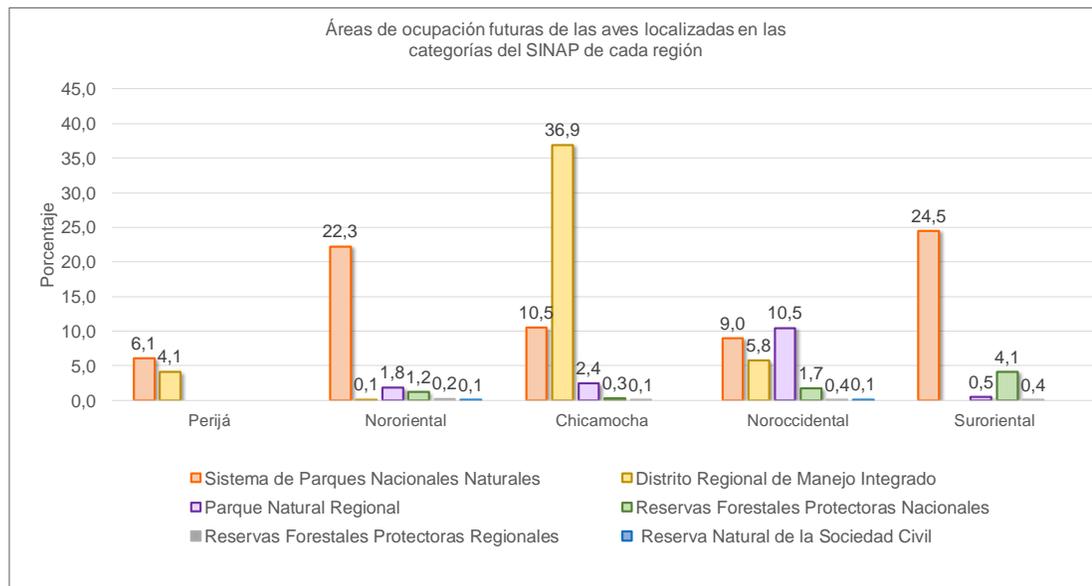
Las áreas de cuidado alto se localizaron principalmente en la región Suroriental (27,9 %) y Nororiental (16,0 %). Las áreas de cuidado medio también se ubicaron de manera predominante en la región Suroriental (49,7 %) y Nororiental (18,1 %) y las áreas de cuidado bajo, aunque estuvieron presentes en todas las regiones, registraron áreas inferiores al 4,0 % (Figura 20, Figura 21).



**Figura 21.** Áreas de cuidado alto, cuidado medio y cuidado bajo de la Zonificación General, en cada una de las regiones, expresada en porcentaje. Este último se calculó con respecto al área total de cada región.

En las áreas de cuidado alto fueron definidas zonas de priorización (Figura 24) y de complementación (Figura 25), para asegurar la representatividad de las especies. Estas áreas se caracterizaron por su tendencia a la persistencia, a la estabilidad de las coberturas boscosas naturales, con gran cantidad de especies y de ellas numerosas endémicas.

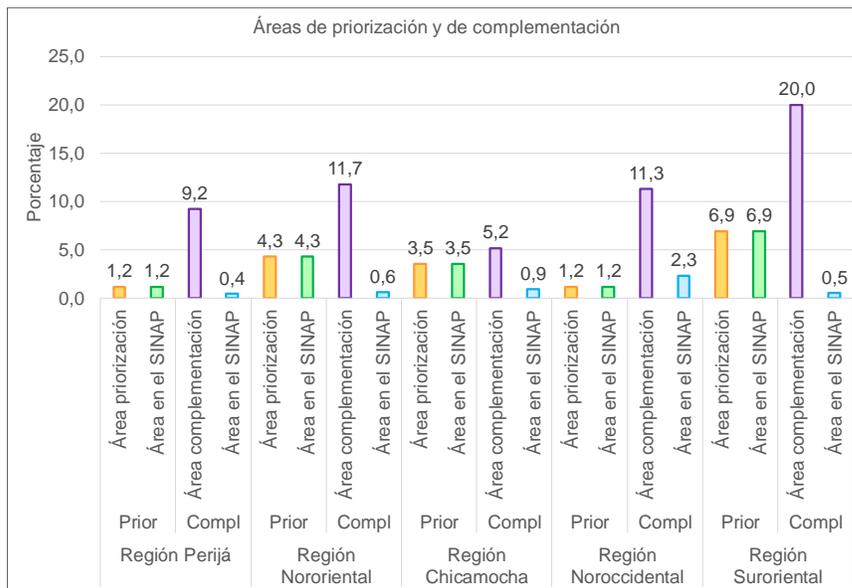
Las zonas de priorización estuvieron conformadas por áreas de cuidado alto localizadas dentro de las categorías del SINAP que tendrán la mayor cantidad de áreas de ocupación de las aves en el periodo 2010 – 2025 (Figura 24). Las zonas de complementación también se ubicaron en áreas de cuidado alto, pero fuera de las áreas protegidas de priorización. Estas zonas pudieron estar dentro de otras categorías del SINAP (diferentes a las de priorización) o fuera de cualquier figura de protección (Figura 25). Las áreas de ocupación de las aves en el periodo 2010 – 2025 que se encontrarán en las categorías del SINAP de cada región se muestran en la Figura 22.



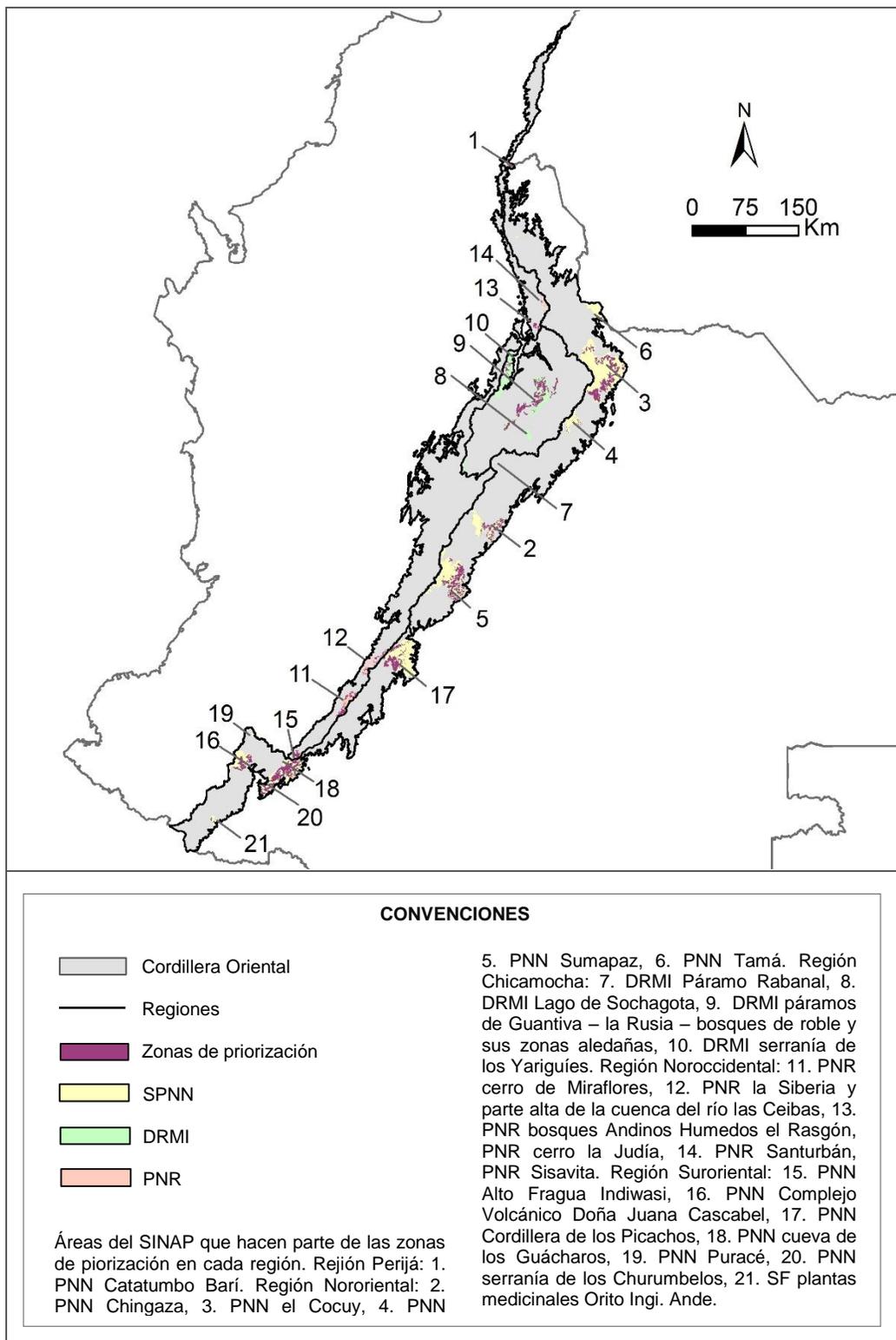
**Figura 22.** Áreas de ocupación de las aves en el periodo 2010 – 2025 dentro de las categorías del SINAP de cada región, expresadas en porcentaje. Éste último se calculó con respecto al área total de ocupación de las especies en cada región.

Tomando en consideración los resultados obtenidos (Figura 22), las áreas protegidas elegidas para hacer parte de las zonas de priorización fueron: i) región Perijá: SPNN (6,1 %), ii) región Nororiental: SPNN (22,3 %), iii) región Chicamocha: DRMI (36,9 %), iv) región Noroccidental: PNR (10,5 %) y v) región Suroriental: SPNN (24,5 %) (Figura 24). Las zonas de complementación pudieron estar ubicadas en alguna de las áreas protegidas mencionadas a continuación: i) región Perijá: DRMI, ii) región Nororiental: DRMI, PNR, RFP, RNSC, iii) región Chicamocha: SPNN, PNR, RFP, iv) región Noroccidental: SPNN, DRMI, RFP, RNSC, v) región Suroriental: PNR, RFP o se localizaron fuera de cualquier categoría del SINAP (Figura 25).

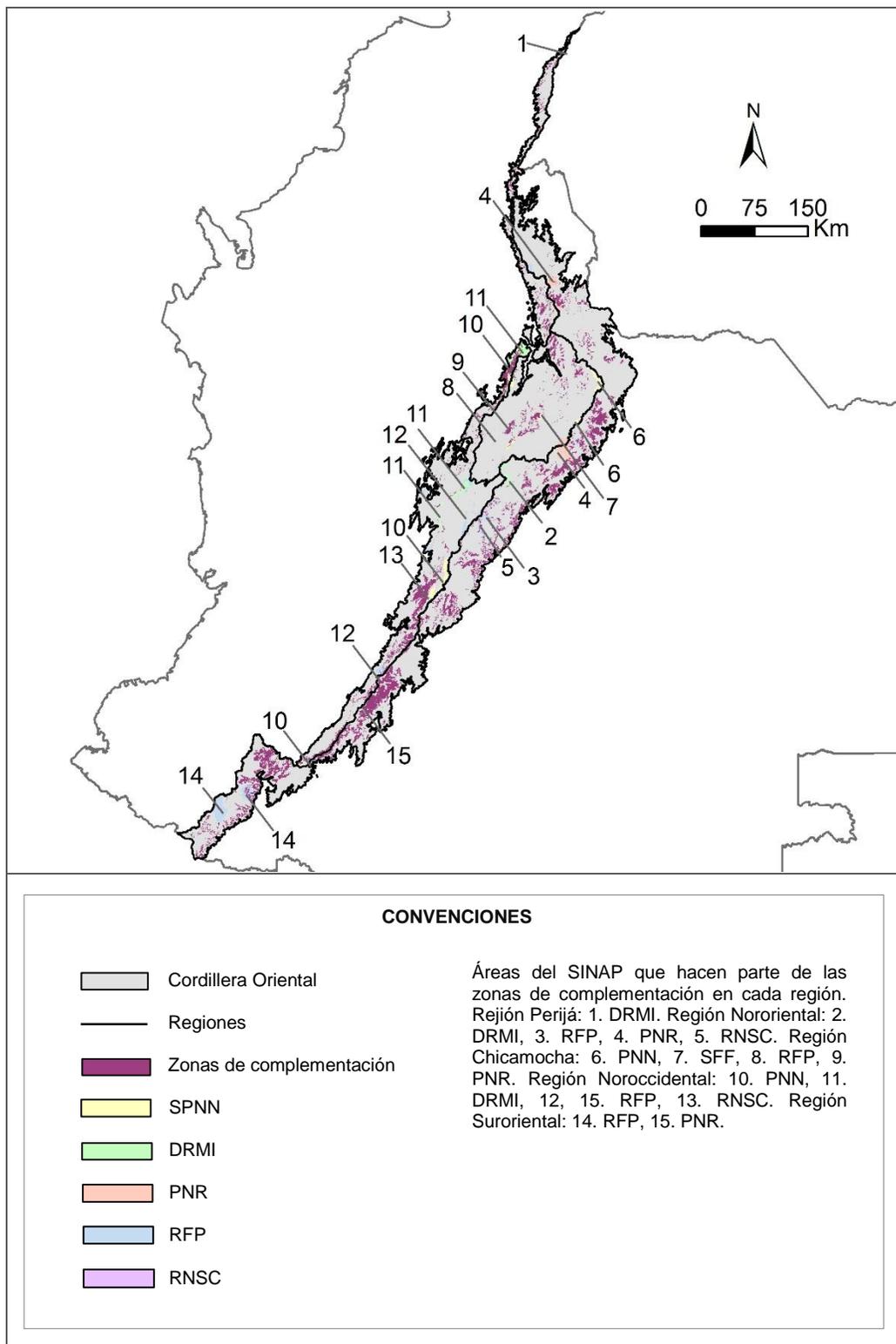
Las zonas de priorización ocuparon áreas menores al 7 % y las de complementación extensiones inferiores al 20 %, en todas las regiones. La mayor cantidad de zonas de priorización y de complementación se encontraron en la región Suroriental (6,9 % y 20 %) y Nororiental (4,3 % y 11,17 %) y las menores en Chicamocha (3,5 % y 5,2 %), Perijá (1,2 % y 9,2 %) y la región Noroccidental (1,2 % y 11,3 %). En todos los casos las zonas de complementación son mayores que las zonas de priorización y poseen bajas extensiones dentro de las categorías del SINAP que las componen (menores al 2,3 %) (Figura 23, Figura 24, Figura 25).



**Figura 23.** Zonas de priorización (Prior) y de complementación (Compl) en cada región, expresadas en porcentaje. Se muestra la cantidad de área total y la cantidad de área cubierta por las categorías del SINAP que componen cada zona. El porcentaje fue calculado con respecto al área total de cada región.



**Figura 24.** Zonas de priorización y categorías del SINAP que las componen en cada región.



**Figura 25.** Zonas de complementación y categorías del SINAP que las componen en cada región. Se muestran las áreas protegidas con áreas mayores a 200 ha (2 km<sup>2</sup>).

### 5.3. Recomendaciones de conservación y manejo para las áreas de priorización y de complementación

En este apartado se presentan los resultados de las evaluaciones realizadas a las especies para plantear recomendaciones de conservación y manejo en las áreas de priorización y de complementación. Se emplearán las abreviaturas: end.col: ave endémica de Colombia; end.cor: ave endémica de la cordillera Oriental. De las 44 aves evaluadas, 29 tuvieron cuantificación del tamaño poblacional y 15 no, dado que no hubo estimaciones previas que pudieran ser tomadas como referencia para realizar el proceso, siguiendo lo enunciado por Renjifo et al. (2014) y Renjifo et al. (2016) (Tabla 14).

El tamaño poblacional fue calculado en el área de ocupación futura de cada especie (obtenida en el periodo 2010 – 2025), es decir en las áreas de cuidado alto, cuidado medio y cuidado bajo. Siguiendo el criterio C de la UICN (UICN, 2012), de las 29 especies a las que se les efectuó la estimación, 19 fueron catalogadas como vulnerables (obtuvieron menos de 10.000 individuos maduros) y 10 fueron clasificadas como no vulnerables (registraron más de 10.000 individuos maduros) (Tabla 14).

Las especies que obtuvieron tamaños poblacionales vulnerables en toda el área de ocupación futura, se consideraron mal representadas en áreas de cuidado alto (priorización y/o complementación). De las 19 especies con menos de 10.000 individuos maduros, todas se encontraron mal representadas en las zonas de complementación, 15 estuvieron mal representadas en las zonas de priorización y cuatro no se registraron en estas últimas áreas. Estas cuatro aves fueron de particular relevancia, porque obtuvieron tamaños poblacionales bajos y no se hallaron en ninguna área del SINAP incluida en priorización (Tabla 14). Las cuatro especies fueron: *Crypturellus obsoletus castaneus* (end.col, end.cor) región Noroccidental, *Capito hypoleucus* (end.col) región Noroccidental, *Doliornis remseni*, región Suroriental y *Scytalopus perijanus*, región Perijá (Tabla 14).

Diez especies registraron más de 10.000 individuos maduros en sus áreas de ocupación futuras (no fueron vulnerables desde el tamaño poblacional): *Amazilia castaneiventris*, *Pyrrhura calliptera*, *Scytalopus rodriguezi*, *Atlapetes fuscoolivaceus*, *Dendroica cerulea*, *Grallaria rufocinerea*, *Odontophorus atrifrons*, *Coeligena prunellei*, *Basileuterus cinereicollis* y *Andigena nigrirostris*. Estas aves continuaron con un tamaño poblacional adecuado en cuidado alto, a excepción de *Basileuterus cinereicollis*. Sin embargo, en estas áreas solo se encontraron bien

representadas en complementación, porque en priorización ninguna obtuvo áreas de ocupación mayores al 70 % (Tabla 14).

Las aves sin estimación del tamaño poblacional fueron evaluadas con el criterio B2 de la UICN (UICN, 2012). En este caso se consideró el área de ocupación futura de las especies, calculada en el periodo 2010 – 2025, es decir las áreas de cuidado alto, cuidado medio y cuidado bajo. De las 15 especies sin estimación del tamaño poblacional, ocho obtuvieron áreas de ocupación inferiores a 2.000 km<sup>2</sup>, siendo catalogadas como vulnerables. Estas especies fueron *Pionus fuscus*, *Grallaria kaestneri*, *Dacnis hartlaubi*, *Hypopyrrhus pyrohypogaster*, *Ampelion rufaxilla*, *Buthraupis wetmorei*, *Anthocephala berlepschi* y *Pipreola chlorolepidota*. Dado que las especies se encontraron vulnerables en toda el área de ocupación futura, también lo estuvieron en cuidado alto, encontrándose mal representadas en priorización y en complementación (Tabla 14).

Las siete especies restantes registraron áreas de ocupación futuras mayores a 2.000 km<sup>2</sup> (clasificadas como no vulnerables). Estas fueron: *Macroagelaius subalaris*, *Touit stictopterus*, *Hapalopsittaca amazonina*, *Pyroderus scutatus*, *Creurgops verticalis*, *Contopus cooperi* y *Phlogophilus hemileucurus*. Todas continuaron con áreas de ocupación superiores a 2.000 km<sup>2</sup> en cuidado alto, a excepción de *Macroagelaius subalaris* y *Phlogophilus hemileucurus*. Sin embargo, en estas áreas solo estuvieron bien representadas en complementación, porque en priorización ninguna especie obtuvo áreas de ocupación superiores al 70 % (Tabla 14).

Es importante destacar que de las 44 especies, ninguna se encontró bien representada en áreas de priorización, a pesar tener más de 10.000 individuos maduros y/o áreas de ocupación superiores a 2.000 km<sup>2</sup> (Tabla 14). Considerando en conjunto el tamaño poblacional y el área de ocupación, las especies con menos de 10.000 individuos maduros y un área de ocupación inferior a 2000 km<sup>2</sup> fueron *Crypturellus obsoletus castaneus* (end.col, end.cor), *Thryophilus nicefori* (end.col; end.cor), *Odontophorus strophium* (end.col; end.cor), *Capito hypoleucus* (end.col), *Tinamus osgoodi*, *Grallaria alleni*, *Doliornis remseni*, *Andigena hypoglauca* y *Scytalopus perijanus*. Por el contrario, las especies que obtuvieron más de 10.000 individuos maduros y áreas de ocupación superiores a 2000 km<sup>2</sup> fueron *Pyrrhura calliptera*, *Dendroica cerulea* y *Andigena nigrirostris* (Tabla 14).

Aunque *Buteogallus solitarius*, *Spizaetus isidori*, *Pauxi pauxi*, *Ognorhynchus icterotis*, *Galbula pastazae* y *Ara militaris* obtuvieron áreas de ocupación mayores

a 2.000 km<sup>2</sup>, sus tamaños poblacionales fueron menores a 10.000 individuos maduros. En el caso de *Amazilia castaneiventris*, *Scytalopus rodriguezi*, *Atlapetes fuscolivaceus*, *Grallaria rufocinerea* y *Coeligena prunellei* sucedió el caso opuesto, porque registraron áreas de ocupación menores a 2.000 km<sup>2</sup> pero obtuvieron tamaños poblacionales superiores a 10.000 individuos maduros en sus áreas de ocupación futuras (Tabla 14).

Del total de especies, 18 se mantendrán con el mismo riesgo de extinción a futuro y 11 aumentarán de categoría, con respecto a lo planteado por Renjifo et al. (2014) y Renjifo et al. (2016) (Tabla 13). Sin embargo, es importante aclarar que estos resultados solamente se consideran una aproximación general al riesgo de extinción de las aves en la cordillera Oriental (empleando los criterios B2 y C de la UICN), frente a lo planteado por los autores de los Libros Rojos, donde se realiza la categorización de especies con un nivel de detalle más profundo y considerando las áreas de distribución de las especies en todo el país.

**Tabla 13.** Especies que aumentarán el riesgo de extinción a futuro, considerando el área de ocupación y el tamaño poblacional.

Especie	Categoría de riesgo de extinción según (Renjifo et al. 2014, Renjifo et al. 2016)	Categoría de riesgo de extinción según el estudio	
		Área de ocupación	Tamaño poblacional
<i>Spizaetus isidori</i>	EN		CR
<i>Ognorhynchus icterotis</i>	EN		CR
<i>Galbula pastazae</i>	VU		EN
<i>Andigena hypoglauca</i>	VU		CR
<i>Leptosittaca branickii</i>	VU		EN
<i>Ara militaris</i>	VU		EN
<i>Scytalopus perijanus</i>	VU		EN
<i>Accipiter collaris</i>	NT		EN
<i>Coeligena prunellei</i>	NT	VU	
<i>Pipreola chlorolepidota</i>	NT	VU	
<i>Pyrilia pyrilia</i>	NT		EN

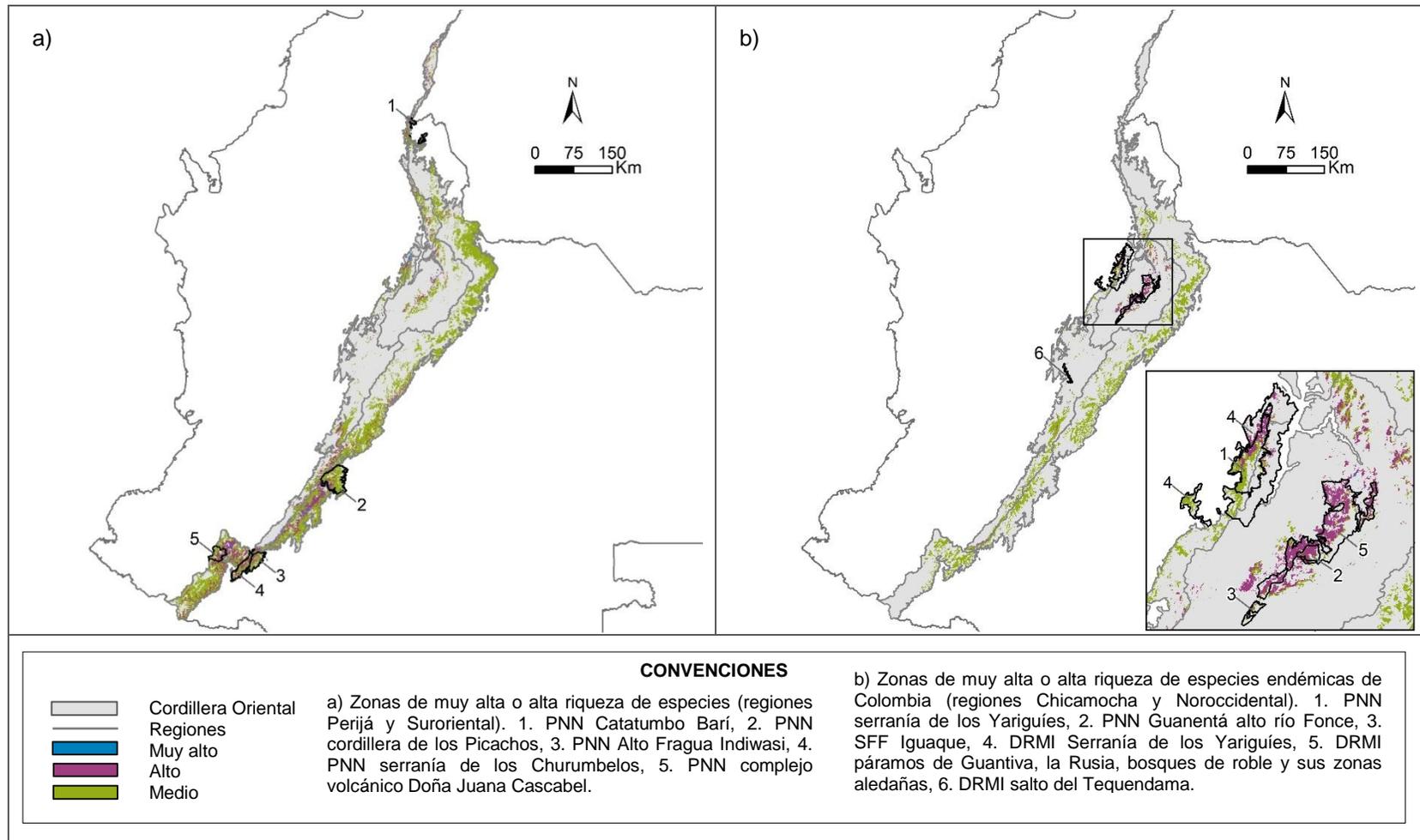
Todas las áreas de priorización y complementación de las especies se caracterizaron por su tendencia a la persistencia y a la estabilidad de las coberturas boscosas naturales, con mayor riqueza de especies en la región Suroriental y Perijá y mayor número de especies endémicas en la región Chicamocha y Noroccidental.

**Tabla 14.** Recomendaciones de conservación y manejo planteadas para cada especie. Se detallan aquellas aves evaluadas desde el tamaño poblacional o desde el área de ocupación.

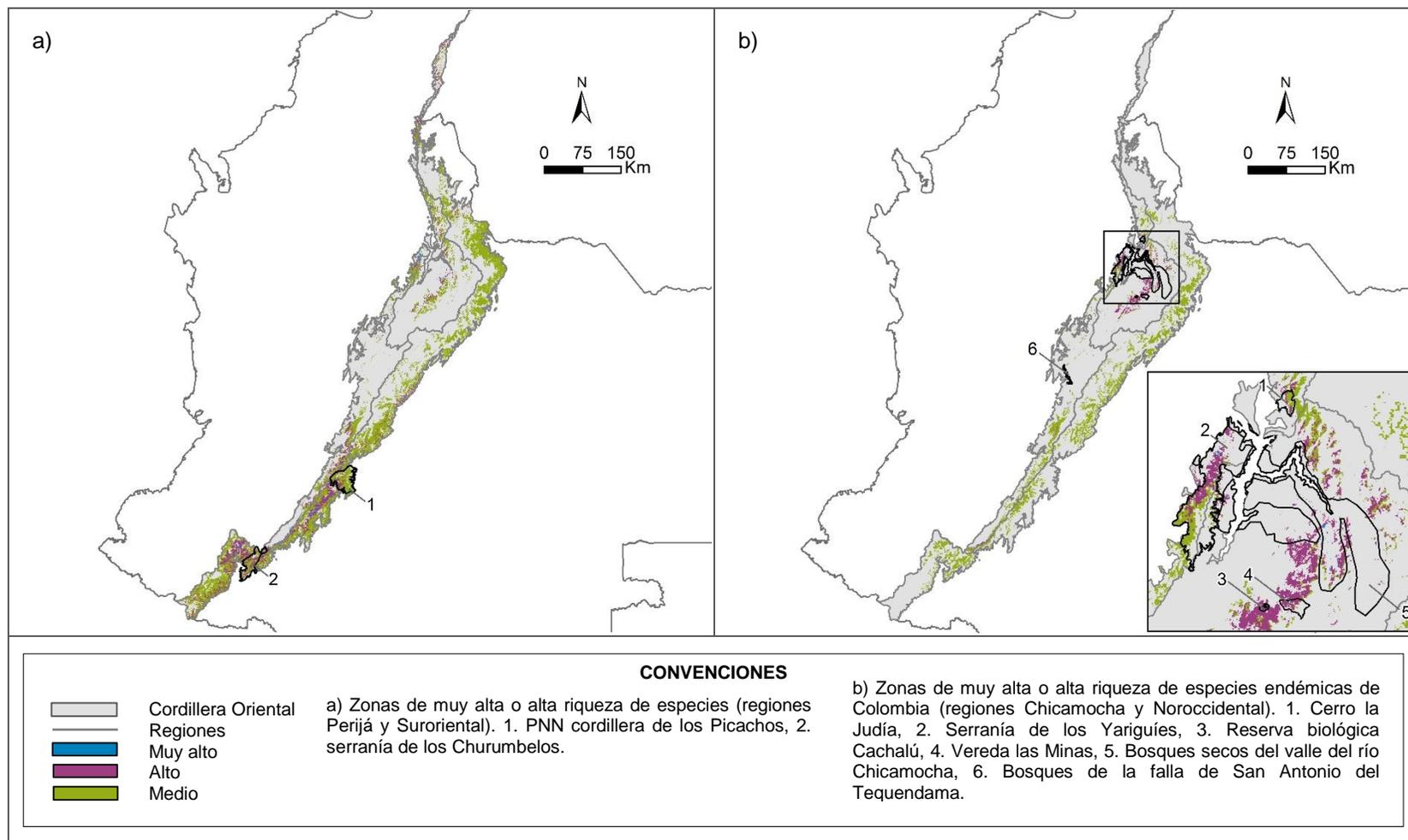
Especie	Tamaño poblacional		Área de ocupación		Recomendaciones																									
	Más de 10.000 ind.	Menos de 10.000 ind.	Sin estimación del tamaño poblacional	Más de 2.000 km <sup>2</sup>	Menos de 2.000 km <sup>2</sup>	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16	R17	R18	R19	R20					
<i>Crypturellus obsoletus castaneus</i>		x				x				x				x	x	x	x								x	x			x	x
<i>Buteogallus solitarius</i>		x				x				x				x	x	x	x								x	x		x	x	x
<i>Thryophilus nicefori</i>		x				x				x								x	x	x					x	x		x	x	x
<i>Amazilia castaneiventris</i>	x									x									x	x		x					x	x	x	x
<i>Tinamus osgoodi</i>		x				x				x								x	x	x					x	x		x	x	x
<i>Pauxi pauxi</i>		x				x				x								x	x	x					x	x		x	x	x
<i>Odontophorus strophium</i>		x				x				x				x	x	x	x								x	x		x	x	x
<i>Spizaetus isidori</i>		x				x				x								x	x	x					x	x		x	x	x
<i>Ognorhynchus icterotis</i>		x				x				x								x	x	x					x	x		x	x	x
<i>Pionus fuscus</i>			x		x					x	x							x	x	x					x	x		x	x	x
<i>Grallaria kaestneri</i>			x		x					x	x							x	x	x					x	x		x	x	x
<i>Macroagelaius subalaris</i>			x	x						x	x			x	x	x	x								x	x		x	x	x
<i>Grallaria alleni</i>		x				x				x								x	x	x					x	x		x	x	x
<i>Doliornis remseni</i>		x				x				x				x	x	x	x								x	x			x	x
<i>Capito hypoleucus</i>		x				x				x				x	x	x	x								x	x				x
<i>Pyrrhura calliptera</i>	x									x									x	x	x					x	x		x	x
<i>Touit stictopterus</i>			x	x						x									x	x	x					x	x		x	x
<i>Hapalopsittaca amazonina</i>			x	x						x									x	x	x					x	x		x	x
<i>Scytalopus rodriguezii</i>	x									x									x	x	x					x	x		x	x
<i>Pyroderus scutatus</i>			x	x						x				x		x			x	x	x					x	x		x	x
<i>Chloropipo flavicapilla</i>		x				x				x									x	x	x					x	x		x	x

Especie	Tamaño poblacional		Área de ocupación		Recomendaciones																				
	Más de 10.000 ind.	Menos de 10.000 ind.	Sin estimación del tamaño poblacional	Más de 2.000 km <sup>2</sup>	Menos de 2.000 km <sup>2</sup>	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16	R17	R18	R19	R20
	<i>Creurgops verticalis</i>			x	x		x			x									x	x	x		x	x	x
<i>Dacnis hartlaubi</i>			x		x				x	x								x	x	x		x	x	x	x
<i>Atlapetes fuscolivaceus</i>	x								x	x				x		x		x	x	x		x	x	x	x
<i>Dendroica cerulea</i>	x								x	x								x	x	x		x	x	x	x
<i>Hypopyrrhus pyrohypogaster</i>			x		x				x	x								x	x	x		x	x	x	x
<i>Galbula pastazae</i>		x							x									x	x	x		x	x	x	x
<i>Andigena hypoglauca</i>		x							x									x	x	x		x	x	x	x
<i>Leptosittaca branickii</i>		x							x									x	x	x		x	x	x	x
<i>Grallaria rufocinerea</i>	x									x								x	x	x		x	x	x	x
<i>Ampelion rufaxilla</i>			x		x				x	x								x	x	x		x	x	x	x
<i>Buthraupis wetmorei</i>			x		x				x	x								x	x	x		x	x	x	x
<i>Anthocephala berlepschi</i>			x		x				x	x								x	x	x		x	x	x	x
<i>Ara militaris</i>		x							x									x	x	x		x	x	x	x
<i>Scytalopus perijanus</i>		x							x									x	x	x		x	x	x	x
<i>Odontophorus atrifrons</i>	x									x								x	x	x		x	x	x	
<i>Accipiter collaris</i>		x							x									x	x	x		x	x	x	
<i>Coeligena prunellei</i>	x									x								x	x	x		x	x	x	x
<i>Andigena nigrirostris</i>	x									x								x	x	x		x	x	x	
<i>Contopus cooperi</i>			x		x				x									x	x	x		x	x	x	
<i>Basileuterus cinereicollis</i>	x																	x	x	x		x	x	x	x
<i>Phlogophilus hemileucurus</i>			x		x				x		x							x	x	x		x	x	x	x
<i>Pipreola chlorolepidota</i>			x		x				x	x								x	x	x		x	x	x	x
<i>Pyrilia pyrilia</i>		x								x								x	x	x		x	x	x	x

Del compendio de recomendaciones planteadas para las especie (Tabla 14), fueron relevantes aquellas que sugieren tener en cuenta, durante el proceso de definición de áreas protegidas en las zonas persistentes y estables, los efectos de borde que pueden afectar a las aves (Broadbent et al. 2008, Fuller 2012, Haulton 2008, Stephens et al. 2003) siendo importante definir en todos los casos zonas de amortiguamiento (Burke et al. 2011). De igual forma, se destacaron las recomendaciones que implican el cuidado de las coberturas boscosas naturales seleccionadas en el estudio, considerando que han sido estables y persistentes en el tiempo. Se sugiere que estas áreas constituyan ejes principales del sistema nacional y regional de áreas protegidas, donde se incluyan áreas públicas, privadas, corredores biológicos y zonas de manejo sostenible, de tal forma que se mantenga la integridad biológica de los bosques a escala de paisaje (Kattan et al. 2008). También se destacan las recomendaciones encaminadas al cuidado de las áreas “de muy alta o alta riqueza y/o de muy alto o alto endemismo”, donde es prioritaria la implementación de acciones de conservación y manejo, utilizando como eje orientador las áreas protegidas y AICAS existentes (Figura 26, Figura 27).



**Figura 26.** Principales categorías del SINAP en las zonas a) de muy alta o alta riqueza de especies y b) de muy alta o alta riqueza de especies endémicas de Colombia. Riqueza de especies: muy alto: 12 a 15 especies, alto: 8 a 11 especies, medio: 1 a 7 especies. Riqueza de especies endémicas: muy alto: 5 a 7 especies, alto: 3 a 4 especies, medio: 1 a 2 especies.



**Figura 27.** Principales AICAS en las zonas a) de muy alta o alta riqueza de especies y b) de muy alta o alta riqueza de especies endémicas de Colombia. Riqueza de especies: muy alto: 12 a 15 especies, alto: 8 a 11 especies, medio: 1 a 7 especies. Riqueza de especies endémicas: muy alto: 5 a 7 especies, alto: 3 a 4 especies, medio: 1 a 2 especies.

## 6. Discusión

### 6.1. Persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales

A través de métodos espaciales y temporales fue posible identificar y cuantificar la persistencia, la ganancia y la pérdida de coberturas boscosas naturales en la cordillera Oriental colombiana y en regiones de la misma. La evaluación se efectuó considerando un periodo completo de 35 años, desde 1990 hasta el año 2025. Teniendo en cuenta que las rutas de cambio en las coberturas son a menudo complejas debido a la interacción de procesos de deforestación con recuperación, utilizar amplios rangos de tiempo permite capturar patrones (Etter et al. 2006) que son muy útiles en la toma de decisiones sobre procesos de conservación y restauración ecológica (Willis et al., 2007).

La discusión de resultados se centrará inicialmente en toda la cordillera Oriental y luego se detallarán las variaciones intrarregionales. Observando los resultados en la cordillera (Tabla 12, Figura 11, Figura 12) se encontró una tendencia histórica (1990 – 2010) y futura (2010 – 2025) a la ganancia de coberturas boscosas naturales, particularmente en la zona centro y norte de la cadena montañosa, tanto en la vertiente oriental como en la occidental. Analizando los hallazgos históricos (1990 – 2010), estos siguen tendencias globales, que muestran reducciones de la pérdida de bosque en el continente americano y aumentos de la deforestación en Asia tropical (Sodhi et al. 2011). En Latinoamérica y el Caribe en particular, de 2001 a 2010 se encontró recuperación de las coberturas boscosas, principalmente en Colombia y Venezuela (Aide et al. 2012). En la región Andina colombiana y en la cordillera Oriental, Rodríguez et al. (2006) y Armenteras & Rodríguez (2007) también mostraron reducciones en la deforestación de 2000 a 2005. De igual forma, Sánchez et al. (2012) y Sánchez (2014) analizaron los cambios ocurridos de 2001 a 2010 en el país, encontrando recuperación de los bosques en las montañas andinas. Los autores evaluaron, entre otras áreas, la ecorregión de bosques montanos de la cordillera Oriental (63.245 km<sup>2</sup>) y registraron una ganancia de bosque (coberturas vegetales leñosas y arbustos) de 891 km<sup>2</sup>, particularmente en la zona centro norte de la cadena montañosa, utilizando datos provenientes del satélite QuickBird y productos

del sensor MODIS a una resolución espacial de 250 m. En el presente trabajo, evaluando la cordillera Oriental (99.468 km<sup>2</sup>), se encontró una ganancia de bosque de 1.364 km<sup>2</sup> en el periodo 2000 - 2010. Revisando la proporción de las áreas evaluadas con respecto a la ganancia de bosque, hay una gran semejanza en los resultados de ambos estudios. Esta similitud, encontrada luego de emplear insumos de las coberturas diferentes y aproximaciones metodológicas distintas (incluyendo la resolución espacial), implica que los hallazgos obtenidos en el presente trabajo son consistentes, pueden ser replicados y el método es bastante robusto.

La recuperación de las coberturas boscosas naturales de 1990 a 2010 podría estar relacionada con el abandono paulatino de tierras agrícolas en algunas zonas marginales de los Andes (Etter et al. 2008), promovidas por el aumento de suelos poco productivos, las dinámicas de globalización que han reducido el mercado de cultivos comerciales (Sanchez & Aide, 2013), la presencia de grupos armados (PNUD 2011, Rodríguez et al. 2006) y la creciente industrialización alrededor de centros urbanos como Bogotá (Rodríguez et al. 2006). También han tenido incidencia los programas de erradicación de cultivos ilícitos. A escala nacional, las áreas cultivadas de coca pasaron de 1.448 km<sup>2</sup> en 2001 a 618 km<sup>2</sup> en 2010 (UNODC 2008).

La ganancia de coberturas boscosas naturales seguirá a futuro en la cordillera Oriental, considerando los resultados encontrados de 2010 a 2025 (Tabla 12, Figura 11, Figura 12), siendo estos hallazgos consistentes con las tendencias encontradas en décadas previas, hecho que respalda la aproximación efectuada desde la modelación. Estudios a nivel nacional también muestran disminuciones en la deforestación de 2012 a 2015, aunque los resultados no son homogéneos en todo el país (Galindo et al. 2014, IDEAM 2015). De igual forma, la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) reporta reducciones de la tasa anual de deforestación para Colombia, pasando de 0,5 % de 2000 a 2010 a 0,1 % de 2010 a 2015 (FAO 2015) y escenarios futuros plantean aumentos de la ganancia de bosque en un 14 % para 2020 y en un 22 % para 2050, si se reduce la actividad ganadera en la región Andina (Rodríguez, 2011). Esta recuperación de los bosques debe ser interpretada como una gran oportunidad para la conservación de áreas que históricamente han sido afectadas por la intervención antrópica (Sanchez & Aide 2013).

Sin embargo, a pesar del aumento de coberturas boscosas naturales en la cordillera Oriental, en los 35 años evaluados hubo predominio de la pérdida de bosques (Tabla 12, Figura 11, Figura 12). Las tasas de deforestación anuales (0,61 % de 1990 a 2000, 1,19 % de 2000 a 2010 y 0,82 % de 2010 a 2025), fueron superiores a aquellas reportadas para los bosques tropicales de 1990 a 2010 (0,49 %) (Achard et al. 2014) y por la FAO a nivel global (0,20 % de 1990 a 2000, 0,12 % de 2000 a 2005 y 0,14 % de 2005 a 2010) (FAO, 2011). Sin embargo, estuvieron cercanas a las encontradas en la región Andina colombiana (0,83 % de 1985 a 2000 y 0,67 % de 1985 a 2005) en Colombia (1,07 %) y en Latinoamérica (1,54 %), calculadas de 1990 a 2012 (Armenteras et al. 2011, Armenteras 2014, Rodríguez 2012).

El incremento en la pérdida de coberturas boscosas, principalmente de 2000 a 2010 en la zona centro y norte de la cadena montañosa, es consistente con las tendencias generales de los países tropicales, donde la deforestación ha sido la dinámica de cambio más común (Chazdon, 2003, Sánchez & Aide, 2013), con una deforestación aproximada de 64.000 km<sup>2</sup>/año y solo una ganancia de 21.500 km<sup>2</sup>/año (Wright, 2010). También en América Latina y el Caribe, la deforestación fue el evento dominante de 2001 a 2010, con una pérdida de 541.835 km<sup>2</sup> frente a una ganancia de 362.430 km<sup>2</sup> (Aide et al. 2012). Mientras que el abandono de tierras agrícolas manejadas por pequeños productores genera ganancia de bosque, el incremento de pastos para ganadería aumenta notablemente la deforestación, promovida por el aumento de la demanda de productos cárnicos. También incide la implementación de agricultura a gran escala y el crecimiento poblacional (Aide et al. 2012). La presencia de grupos armados en la región Andina, aunque en algunas zonas ha ocasionado migración y por tanto regeneración de las coberturas boscosas, en otras áreas ha producido grandes pérdidas de bosque, por el aumento en la concentración de la tierra y la ampliación de cultivos ilícitos (Dávalos, 2001).

Las co-variables con mayor efecto sobre la pérdida de coberturas boscosas naturales en la cordillera Oriental fueron el tipo de suelo y las áreas protegidas. En general, la deforestación fue mayor en zonas con fertilidades del suelo medias a altas y con poca presencia del SPNN. Estos resultados son consistentes con autores como Etter et al. (2006) quien encontró una fuerte relación entre la fertilidad de los suelos y la deforestación en la región Andina. También Dávalos et al. (2011) y Rodríguez (2011) mencionan la

importancia de las áreas protegidas en la reducción de los frentes de deforestación, aunque las pérdidas siguen siendo considerables en las zonas de borde, particularmente en la cordillera Oriental (Armenteras et al. 2003). Estos hallazgos fortalecen la necesidad de ampliar las redes del SINAP y manejar de manera sostenible las coberturas boscosas localizadas en suelos altamente fértiles, siguiendo lo enunciado por Berkes (2004), Bray et al. (2003) y Kattan et al. (2008). La distancia a vías y a centros poblados no fue determinante en explicar la pérdida de coberturas boscosas naturales. Aunque la accesibilidad es un aspecto importante en los procesos de deforestación en Colombia (Etter et al. 2006), este aspecto es más relevante en tierras bajas, con procesos recientes de deforestación, que en tierras altas, donde las fronteras de colonización se encuentran en fases de desarrollo más avanzadas (Armenteras et al. 2011).

Además de considerar la cordillera Oriental en toda su extensión, también se detalla el análisis de los resultados de persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas en las regiones, que mostraron variaciones entre ellas y con respecto a la cordillera (Tabla 12, Figura 11, Figura 12). Estos hallazgos demuestran que los cambios en las coberturas del suelo no operan de una manera homogénea a nivel espacial, dado que cada región tiene características biofísicas y socioeconómicas contrastantes, que afectan de manera distinta los procesos de mantenimiento o cambio en las coberturas boscosas (Etter et al. 2006, González et al. 2014). El reconocimiento de los patrones espaciales y temporales de las coberturas a nivel regional, constituye un elemento fundamental que permite aplicar acciones de conservación más acertadas y eficaces (Etter et al. 2006).

En las regiones Nororiental y Suroriental se encontraron amplias zonas de bosque persistente, que se mantendrá a futuro, con mayores valores en la región Suroriental, donde también se encontraron las menores tasas de deforestación anuales de todas las áreas evaluadas (oscilando entre 0,05 % y 0,22 %), cercanas a la reportada en Colombia para la región pacífica (0,10 %) de 2012 a 2013 (IDEAM, 2015) y para Surinam, Panamá (0,08 %) y Nicaragua (0,26 %), las menores de toda Latinoamérica en el periodo 1990 – 2012 (Armenteras, 2014). Autores como Armenteras & Rodríguez, (2007), Gomez et al. (2008) y Rodríguez et al. (2006) también encontraron mayor cantidad de coberturas boscosas naturales en la vertiente suroriental de la cordillera, hecho que relacionan con la existencia de grandes áreas protegidas, pendientes pronunciadas, altos niveles de pobreza, poca calidad

de vida y bajas densidades poblacionales. Los principales núcleos de deforestación en el área se encuentran por debajo de los 1000 msnm, teniendo aún poca incidencia en altitudes mayores (Armenteras et al. 2011, Etter et al. 2006, Wassenaar et al. 2007). Otro aspecto relevante es la presencia histórica de grupos armados, que se han localizado de manera acentuada hacia el Meta, Caquetá y Putumayo, donde el bosque ha sido utilizado como refugio y protección. Estas actividades han reducido la intervención de las coberturas boscosas (Álvarez 2003) porque han generado desplazamiento forzado y los recursos han estado menos disponibles a diversos intereses económicos. Sin embargo, considerando las actuales negociaciones de paz entre los grupos guerrilleros y el gobierno colombiano, los bosques que han persistido y se mantendrán en el tiempo pueden quedar expuestos a usos no sostenibles en el futuro. Por tanto, el fin del conflicto armado plantea enormes desafíos a la conservación del bosque en toda la cordillera y en particular en la vertiente oriental (Laurance 2000), considerando que estas áreas son importantes para expandir las áreas protegidas existentes y promover la conectividad biológica (Sánchez 2014), particularmente entre los PNN Tamá, Cocuy, Chingaza, Sumapaz, Picachos, Alto Fragua Indiwasi y serranía de los Churumbelos.

Las regiones Noroccidental y Chicamocha se destacaron por su tendencia histórica y futura a la pérdida de bosque, que ha redundado en la disminución de las áreas de persistencia y en la existencia de pocos núcleos de ganancia, hecho también encontrado por Armenteras et al. (2003), Bohórquez (2002), Etter & Villa (2000) y Etter & Van Wyngaarden (2000), quienes hallaron mayor grado de intervención sobre las coberturas boscosas en esta vertiente de la cordillera. Las tasas de deforestación anuales de 2000 a 2025 en ambas regiones oscilaron entre 2,14 % y 2,63 %, las mayores de todas las áreas evaluadas. La velocidad de transformación de las coberturas es alta, comparable incluso con uno de los frentes de deforestación más importantes de Colombia, ubicado en la zona occidental del departamento del Caquetá, donde fueron encontradas tasas de deforestación anuales del 2,6 % entre 1989 y 2002 (Etter et al. 2006) y con aquellas registradas para bosques secos en Latinoamérica (2,67 %), las mayores de todos los tipos de bosque (Armenteras, 2014). En general, ambas regiones poseen características que predisponen a la deforestación, entre ellas un nivel alto de actividad económica, buen nivel de calidad de vida, grandes densidades poblacionales y una marcada inequidad en la distribución de la tierra (Armenteras & Rodríguez, 2007). El aumento de zonas agrícolas y de pastos

para ganadería ha incrementado la pérdida de bosques, afectando zonas importantes para la biodiversidad global, principalmente aquellas localizadas en Santander, Boyacá y Cundinamarca, donde hay una gran concentración de vertebrados endémicos (Forero & Joppa 2010, Ocampo & Pimm 2014). Algunas áreas de ganancia de bosque se localizaron hacia la zona este y sur de Santander y norte del altiplano Cundiboyacense, resultados que coinciden con lo expuesto por Sánchez et al. (2012). Este incremento puede estar relacionado con la reducción de la población en el área de 1993 a 2005 y la implementación de algunos programas de restauración ecológica (Sáenz 2011, Sánchez 2014). Dada la poca presencia de áreas protegidas en ambas regiones y la baja representación de los bosques montanos y secos (Armenteras et al. 2003), las áreas aún persistentes o con ganancia de bosque se convierten en zonas estratégicas para complementar, crear, expandir e interconectar las categorías del SINAP, conformando una red de conservación dentro del paisaje rural (Sánchez 2014). Las áreas protegidas más relevantes en este proceso son el PNN y DRMI serranía de los Yariguíes, en el SFF Guanentá alto río Fonce, en el SFF Iguaque y el DRMI páramos de Guantiva, la Rusia, bosques de roble y sus zonas aledañas.

La región Perijá sigue una tendencia histórica y futura a la ganancia de bosque, sin embargo, se proyectan también grandes áreas de pérdida, principalmente en la zona sureste de la Serranía del Perijá, donde hay una fertilidad media del suelo y cierta cercanía a centros urbanos. La región Perijá, en particular la Serranía del Perijá, es un área altamente dinámica, afectada históricamente por las presiones antrópicas de la región Caribe (Armenteras et al. 2013) y la presencia de cultivos ilícitos (Álvarez 2007), principalmente desde los años 70 hasta los años 90, cuando se inician los programas de erradicación forzada mediante fumigaciones aéreas, como parte de la Estrategia Andina contra las Drogas (Walsh et al. 2008). Esta erradicación redundó en grandes disminuciones de las áreas cultivadas de 2000 a 2010 (Caicedo 2012), aspecto que podría explicar la ganancia de bosque encontrada en este periodo, considerando además la imposibilidad de sustituir los cultivos ilícitos por otras actividades económicas, dada la dificultad de acceso a los mercados. Sin embargo, a futuro se esperan grandes aumentos en la pérdida de bosque, principalmente por la reducida presencia de categorías del SINAP. Los aspectos mencionados implican crear, extender, conectar y fortalecer las redes de áreas protegidas, utilizando las áreas persistentes y de ganancia de bosque. En este proceso son importantes el PNN Catatumbo Barí y el DRMI Serranía del Perijá. Estas

actividades son prioritarias, tomando en cuenta que el área ha sido considerada *hotspot* de deforestación, principalmente por cultivos ilícitos (Álvarez, 2002) y una de las zonas más biodiversas de los Andes colombianos (Etter et al. 2006).

En cuanto a la persistencia, la ganancia y la pérdida de coberturas boscosas naturales en las áreas de distribución de las aves amenazadas y casi amenazadas de la cordillera Oriental (Figura 14, Figura 15 y Figura 16), inicialmente se contrastaron los resultados obtenidos con aquellos descritos en los Libros Rojos de Aves. Comparando los hallazgos del periodo 2000 – 2010, en particular las áreas de ocupación de las especies con distribución exclusiva en la cordillera Oriental (es decir aquellas endémicas de Colombia y de la cordillera) con respecto a las áreas descritas por Renjifo et al. (2014) y Renjifo et al. (2016) (donde se muestran como hábitat remanente), hay grandes similitudes en ambos estudios. Tomando en cuenta que se utilizaron aproximaciones metodológicas diferentes (incluyendo la resolución espacial), estos hallazgos implican que los resultados encontrados en el presente trabajo con respecto a las aves son consistentes y pueden ser replicados.

Las especies con mayor persistencia y menores pérdidas de coberturas boscosas naturales en sus áreas de distribución se localizaron principalmente en la región Suroriental, entre ellas *Tinamus osgoodi* (EN), *Grallaria alleni* (EN), *Ognorhynchus icterotis* (EN), *Hypopyrrhus pyrohypogaster* (VU, end.col), *Galbula pastazae* (VU), *Leptosittaca branickii* (VU), *Grallaria rufocinerea* (VU), *Ampelion rufaxilla* (VU), *Buthraupis wetmorei* (VU), *Phlogophilus hemileucurus* (NT) y *Pipreola chlorolepidota* (NT). La región Suroriental fue el área con mayores coberturas boscosas naturales y menores tasas de deforestación de toda el área de estudio. Según Bohórquez (2002) y Gomez et al. (2008), en la vertiente sureste de la cordillera Oriental aún es posible encontrar algunas zonas donde existe continuidad en los bosques, incluso desde las zonas altas hasta el piedemonte Amazónico. Allí se encuentra una gran riqueza de aves, en particular a elevaciones intermedias, donde ocurren bosques húmedos y de niebla. La avifauna posee fuertes afinidades con aquella de la cuenca del Amazonas y en menor grado con la del Orinoco (Rodríguez et al. 2006). Aunque el área ha sido considerada con baja prioridad de conservación (Álvarez 2007), su protección y manejo se hace relevante, tomando en cuenta las numerosas especies de aves que alberga, la persistencia y la estabilidad del bosque en el tiempo y los frentes de deforestación que se extienden, principalmente desde Nariño y tierras bajas de Putumayo y Caquetá (IDEAM 2016, IDEAM, 2017).

Por el contrario, las aves más afectadas por la pérdida histórica y futura de coberturas boscosas naturales fueron *Crypturellus obsoletus castaneus* (CR, end.col; end.cor), *Thryophilus nicefori* (CR, end.col; end.cor), *Amazilia castaneiventris* (EN, end.col; end.cor), *Capito hypoleucus* (EN, end.col), *Dacnis hartlaubi* (VU, end.col), *Anthocephala berlepschi* (VU, end.col), *Coeligena prunellei* (NT, end.col; end.cor) y *Pyrilia pyrilia* (NT), todas con áreas de distribución en la vertiente occidental de la cordillera, principalmente en las regiones Chicamocha y Noroccidental. La mayor parte de las especies son endémicas de Colombia y en general ocupan zonas de interior del bosque, aunque eventualmente visitan áreas de borde y abiertas. *Capito hypoleucus* se alimenta de insectos y frutos, *Pyrilia pyrilia* de frutos y semillas, *Dacnis hartlaubi*, *Coeligena prunellei*, *Amazilia castaneiventris* y *Anthocephala berlepschi* de néctar y *Thryophilus nicefori* de artrópodos (Renjifo et al. 2014, Renjifo et al. 2016). La mayor parte de las especies reúnen características que aumentan el riesgo de extinción, entre ellas, poseen bajos rangos de distribución, ocupan de manera predominante el interior del bosque, dependen de recursos espaciales y temporales variables como frutos y néctar, son insectívoros terrestres y se ubican en áreas con proximidad a altas densidades humanas (Ford et al. 2001, Harris & Pimm 2008, Manne & Pimm 2001, Renjifo 1999). La disminución de frugívoros y nectarívoros altera la dispersión de semillas y polen, por tanto, se modifica la composición de especies vegetales y el transcurso natural de regeneración de los bosques (Wright, 2010). Algunos dispersores y polinizadores aviares tienen baja equivalencia, lo que puede resultar en extinciones de plantas, porque se pierden relaciones de mutualismo (Şekercioğlu et al. 2004).

De las 44 aves amenazadas y casi amenazadas evaluadas en el trabajo, aquellas endémicas de Colombia fueron las más perjudicadas con la pérdida de coberturas boscosas naturales. Según Brooks et al. (2002), las áreas donde se ubican las especies endémicas se han reducido notablemente y la mayor parte de ellas solo tienen poco más de un tercio de las coberturas naturales originales y se encuentran localizadas principalmente en áreas importantes para la biodiversidad. Este aspecto es crítico, porque las especies de aves que tienen áreas de distribución pequeñas en relación al promedio, poseen mayores probabilidades de encontrarse en riesgo de extinción, dado que ocupan áreas reducidas, generalmente son escasas en esas zonas y tienden evolutivamente a co-ocurrir, conformando importantes centros de endemismo (Brooks et al. 2002, Brooks et al. 2006).

Los centros de endemismo generalmente se forman en áreas con alta complejidad topográfica (Graham et al. 2010) y donde existen grandes niveles de transformación (Brooks et al. 2002). La cordillera Oriental en particular, es una de las zonas con mayor cantidad de aves endémicas del país (Rodríguez et al. 2006), pero se encuentra sujeta a importantes presiones antrópicas, principalmente hacia el centro de la cadena montañosa (Armenteras et al. 2003, Forero & Joppa 2010, Ocampo & Pimm 2015), como se halló en el presente estudio. En las regiones Noroccidental y Chicamocha, se concentró el mayor número de aves endémicas de Colombia y de la cordillera Oriental, pero también fueron las más afectadas por la pérdida de coberturas boscosas, registrando las tasas anuales de deforestación más altas de todas las áreas evaluadas.

La zona ocupada por las regiones Noroccidental y Chicamocha combina dos aspectos fundamentales, irremplazabilidad y vulnerabilidad, por la presencia de especies endémicas y amenazadas. Ambas regiones han sido ampliamente reconocidas como uno de los centros de endemismo más importantes de Colombia, con dos Áreas de Aves Endémicas (EBA 037 y 038) definidas por Stattersfield et al. (1998) y declaradas como sitios con alta prioridad de conservación (Donegan et al. 2004). El área también ha sido destacada por *BirdLife International*, considerando su importancia ornitológica, su elevado número de aves amenazadas y la escasez de PNN (Rodríguez et al. 2006). Allí se registró la mayor cantidad de AICAS de toda la cordillera Oriental, entre ellas: cerro la Judía, serranía de los Yariguíes, reserva biológica Cachalú, vereda las Minas y bosques secos del valle del río Chicamocha (Figura 27).

De las AICAS mencionadas se destaca la serranía de los Yariguíes, en el departamento de Santander, definida parcialmente como PNN y DRMI. Esta área alberga el remanente de bosque primario más grande sobre la vertiente occidental de la Cordillera Oriental, con hábitats prístinos desde el páramo hasta los bosques húmedos del valle del río Magdalena (Donegan et al. 2004). Allí se han registrado numerosas especies de aves endémicas, amenazadas y casi amenazadas (Donegan et al. 2010), siendo declarado sitio Alianza para la Zero Extinción (AZE) (PNN, 2009). Sin embargo, es necesario que las entidades y comunidades avancen en la implementación de medidas efectivas que mitiguen la lenta pero constante deforestación, ocasionada, entre otros aspectos, por la implementación de cultivos ilícitos (Donegan et al. 2004) y se logre mayor conectividad con áreas de especial

interés biológico, como el cerro de Armas y la cuenca del río Minero – Serranía de las Quinchas (Donegan et al. 2010).

En la serranía de los Yariguíes han sido registradas las especies *Capito hypoleucus* (EN, end.col), *Dacnis hartlaubi* (VU, end.col) y *Coeligena prunellei* (NT, end.col; end.cor). También han sido encontradas *Thryophilus nicefori* (CR, end.col; end.cor) y *Amazilia castaneiventris* (EN, end.col; end.cor), ambas con distribución en el bosque seco tropical (Donegan et al. 2010, Huertas & Donegan 2006, Renjifo et al. 2014, Renjifo et al. 2016). Los bosques secos tropicales de Colombia sostienen una biodiversidad única de plantas, mamíferos y aves. De éste último grupo se han registrado cerca de 230 especies, tanto locales como migratorias (Tamayo & Cruz 2015). Las aves de los bosques secos tropicales generalmente no están especializadas a este tipo de bioma. La mayoría tienen la facultad de usar otros ecosistemas, entre ellos zonas abiertas y bosques montanos. Es posible que esta baja especialización se deba a que este tipo de bioma es ecológicamente un intermedio entre las zonas áridas y los bosques húmedos. Aunque los valores de endemismo de aves no son muy altos en los bosques secos, en Colombia existen por lo menos 30 especies y subespecies con rangos de distribución restringidos, de las cuales 6 son endémicas del país. Sin embargo, de todos los bosques secos Stattersfield et al. (1998) considera solamente dos regiones principales de endemismo: la región Caribe y la región de los valles interandinos. De acuerdo a su distribución biogeográfica, en la región Norandina y en particular en el cañón del Chicamocha, los bosques secos ocupan áreas menores al 1 %, sin embargo, de este total, solo el 47 % corresponde a coberturas naturales y el 53 % son fragmentos dentro de una amplia matriz de usos del suelo (Pizano & García 2014), siendo uno de los ecosistemas más amenazados (Armenteras et al. 2003), principalmente por agricultura y ganadería (Etter et al. 2008, Etter & Villa 2000, Gómez et al. 2016). Los bosques secos de la cordillera Oriental poseen un nivel mínimo de protección dentro del SINAP (inferior al 3,7 %) (Pizano & García 2014), porque la mayor parte de áreas protegidas se encuentra en ecosistemas de tierras altas, principalmente en páramos (Armenteras et al. 2003).

En la región Noroccidental y Chicamocha también son relevantes los páramos de Iguaque, la Rusia y Guantiva, que hacen parte del corredor Norandino, el área con mayores extensiones de bosques de roble de la cordillera Oriental (128.350 ha), localizado en las cuencas hidrográficas de

los ríos Suárez y Chicamocha (Proaves 2009, Velásquez et al. 2015). El Roble (*Quercus humboldtii* y *Colombobalanus excelsa*) se encuentra de los 1000 msnm a los 2800 msnm y habita principalmente áreas secas donde conforma masas homogéneas conocidas como “robledales” (Avella & Cárdenas 2010). Los robles se encuentran asociados a otras familias de plantas típicas de los bosques andinos (*Clusiaceae*, *Winteraceae*, *Lauraceae*, *Melastomataceae*, *Chlorantaceae*, *Leguminosae*, *Rubiaceae* y *Araliaceae*) y pueden medir de 15 a 20 m (Proaves 2009). La vertiente occidental de la cordillera Oriental posee las condiciones climáticas propicias para el establecimiento del roble, sin embargo, se encuentran en un elevado riesgo de extinción por deforestación. Estos bosques constituyen una de las áreas más importantes para las aves en Colombia. Allí se localiza el 11 % de las especies descritas para el país y el 20 % de las registradas para la ecorregión de los Andes tropicales (Avella & Cárdenas 2010). De todas las aves, se destacan *Macroagelaius subalaris* (EN, end.col; end.cor), *Odontophorus strophium* (EN, end.col; end.cor), *Hapalopsittaca amazonina* (VU) y *Coeligena prunellei* (NT, end.col; end.cor) (Renjifo et al. 2014, Renjifo et al. 2016, Velásquez et al. 2015). Dada la trascendencia de los bosques de roble, se han definido las AICAS reserva biológica Cachalú y vereda las Minas, ambas en el municipio de Encino, Santander (Avella & Cárdenas 2010). Los bosques de roble en la cordillera Oriental tienen solo el 7,9 % de su área de distribución dentro de categorías del SINAP (Armenteras et al. 2003). Las únicas áreas protegidas donde se encuentran son el SFF Guanentá alto río Fonce, el SFF Iguaque y la reserva biológica Cachalú (Armenteras et al. 2003, Donegan et al. 2004, Velásquez et al. 2015). En estas áreas se han propuesto extensiones y el desarrollo de proyectos de conectividad (Avella & Cárdenas 2010).

## **6.2. Áreas de priorización y de complementación**

Si se toma en cuenta la vulnerabilidad de las especies, en este caso el riesgo de extinción (Castaño 2005), las áreas de distribución futuras de las aves incluidas en este estudio son consideradas zonas prioritarias de conservación. Sin embargo, como existen evidentes limitaciones financieras y de recursos naturales disponibles para este efecto, del total de áreas ocupadas por las especies deben seleccionarse aquellas con los atributos más importantes.

En el caso del criterio tendencia y estabilidad / dinámica (Figura 18), su aplicación permitió observar patrones históricos y futuros de mantenimiento o cambio en las coberturas boscosas naturales, fundamentales para la selección de áreas de conservación. Utilizar la información histórica de las transformaciones espaciales del paisaje para evaluar el predominio de ciertos patrones, constituye una herramienta valiosa para definir contextos relevantes en los procesos de planeación del uso de la tierra (Lunt & Spooner 2005; Johst et al. 2011). Los patrones que se observan en la actualidad, son el resultado del proceso histórico de interacción entre el ser humano y el ambiente biofísico, bajo diferentes contextos culturales, sociopolíticos y económicos (Etter et al. 2008). Esta interacción tiene un impacto sucesivo en la estructura, la función y la dinámica de los ecosistemas a diferentes escalas. Sin embargo, su cambio no siempre sigue procesos lineales de incremento desde condiciones naturales a condiciones transformadas. La incidencia humana en los ecosistemas naturales también pueden ser interrumpida por periodos de reversión y recuperación ecológica y por ello la magnitud de los efectos del mantenimiento o cambio en las coberturas a largo plazo pueden ser variables (Bürgi et al. 2005).

Las áreas con mayor tendencia a la persistencia y a la estabilidad de las coberturas boscosas naturales se localizaron en las regiones Suroriental y Nororiental, reconocidas ampliamente como una de las zonas más conservadas de la cordillera Oriental (Armenteras et al. 2003, Gómez et al. 2008, Fjeldså et al. 2005). Estas áreas tienen predominio espacial y temporal hacia el mantenimiento del bosque, por tanto, podría suponerse que poseen características estructurales y funcionales importantes para la existencia de procesos ecológicos relevantes en la supervivencia de las especies,

convirtiéndose en zonas focales dentro del proceso de definición de áreas de conservación (Armenteras et al. 2003). En el caso de las aves, los bosques maduros poseen un gran valor en términos de riqueza y diversidad de especies (Sahagún 2012), porque son menos vulnerables, más resilientes y se encuentran poco afectados por eventos de fragmentación y pérdida de hábitat (Etter et al. 2005, Gibson et al. 2011, Herzog & Kattan 2011). Sus características permiten la viabilidad de las poblaciones, así como el mantenimiento de servicios de abastecimiento, apoyo y regulación (Sahagún 2012).

También se encontraron áreas con tendencia a la ganancia de coberturas boscosas naturales, ubicadas en áreas muy inestables, principalmente en la región Perijá y Noroccidental. En éstas zonas, particularmente hacia el altiplano Cundiboyacence, se han registrado aumentos de las coberturas boscosas naturales (Sánchez 2014). Las áreas de recuperación del bosque pueden incrementar el mantenimiento de la biodiversidad a largo plazo (Kammesheidt 2002) y contienen una significativa proporción de especies, particularmente de aves especialistas de bosque secundario, sin embargo, pueden ser subóptimas para especies dependientes de bosques maduros bien conservados (Sodhi et al. 2011). Considerando que en Colombia la probabilidad de deforestación es mayor en bosques jóvenes (Etter et al. 2005, Etter et al. 2006), es prioritaria la aplicación de programas de protección y restauración ecológica en estas áreas (Wright 2010).

Además de los criterios tendencia y estabilidad / dinámica, también se utilizaron los criterios riqueza de especies y riqueza de especies endémicas, como parte de la definición de zonas relevantes que aseguren la representatividad de las áreas de distribución futuras de las aves. Las áreas de mayor riqueza se encontraron en la vertiente este de la cordillera Oriental, hacia el sur y en la región Perijá, mientras que las áreas de mayor endemismo se hallaron de manera predominante en la zona centro-norte de la vertiente occidental (Figura 19). En general, según Forero & Joppa (2010), Herzog & Kattan (2011) y Orme et al. (2005), las áreas de riqueza de especies no coinciden directamente con las áreas de endemismo. En este sentido, los resultados encontrados en el estudio respaldan lo expuesto por Kattan et al. (2004) quienes mencionan la existencia de tres subregiones biogeográficas para las aves andinas y de la cordillera Oriental, una confinada hacia la vertiente oriental, otra hacia la vertiente occidental y otra hacia la región del Perijá. Conocer estos patrones tiene importates

implicaciones para la conservación de la biodiversidad, porque si se identifica la heterogeneidad de la avifauna, las áreas protegidas pueden localizarse de manera estratégica para cubrir tal variación.

Además de la heterogeneidad, el número de especies es un criterio adecuado para la selección de áreas de interés en la conservación, considerando que éstas deben garantizar representatividad, es decir acoger en sus límites la mayor biodiversidad posible (Margules & Pressey 2000). Tomando en cuenta que la extinción es un proceso irreversible, proteger las coberturas boscosas naturales con alto número de especies amenazadas y casi amenazadas en Colombia es una prioridad (Cardillo et al. 2006, Forero & Joppa 2010). También es relevante seleccionar áreas utilizando como criterio el número de especies endémicas, porque existen zonas con altos niveles de endemismo, pero sujetas a grandes transformaciones de las coberturas boscosas naturales (Forero & Joppa 2010, Ocampo & Pimm 2015), hecho que aumenta el riesgo de extinción (Brooks et al. 2002). Desde la UICN, una de las características más importantes a tener en cuenta en la selección de áreas importantes para la biodiversidad es que sean irremplazables, es decir que tengan pocas opciones de conservación a nivel espacial. El grado de concentración de poblaciones en un lugar dado, particularmente en centros de endemismo de aves, es efectivamente una medida de irremplazabilidad (Eken et al. 2004, Langhammer et al. 2007) que ha sido utilizada ampliamente en iniciativas de conservación a gran escala (Eken et al. 2004), porque generalmente son áreas muy afectadas por pérdida de hábitat y constituyen *hotspot* de biodiversidad (Myers et al. 2000).

### 6.3. Recomendaciones de conservación y manejo en las áreas de priorización y de complementación

La información sobre la pérdida, la ganancia y la persistencia del bosque encontradas en el primer objetivo específico y los resultados hallados en el proceso de delimitación de zonas de priorización y de complementación en el segundo objetivo específico, fueron la base del planteamiento de recomendaciones de conservación y manejo en las áreas de priorización y complementación de cada una de las especies (Anexo 6).

Tomando en cuenta el tamaño poblacional, de las 44 aves evaluadas, 19 registraron un tamaño poblacional inferior a los 10.000 individuos maduros, 10 superaron este valor y 15 no tuvieron estimación. Las aves que tendrán a futuro las mayores pérdidas de coberturas boscosas naturales, entre ellas *Crypturellus obsoletus castaneus* (CR, end.col; end.cor), *Thryophilus nicefori* (CR, end.col; end.cor) y *Pyrilia pyrilia* (NT) y las menores áreas, entre ellas, *Odontophorus strophium* (EN, end.col; end.cor) y *Capito hypoleucus* (EN, end.col), también registraron tamaños poblacionales inferiores a 10.000 individuos maduros. De las aves mencionadas, aquellas endémicas de Colombia y de la cordillera Oriental obtuvieron el mismo resultado en los Libros Rojos de Aves. Sin embargo, *Capito hypoleucus* y *Pyrilia pyrilia* superaron este valor, considerando que poseen áreas de distribución en las demás cadenas montañosas de la región Andina (Renjifo et al. 2014, Renjifo et al. 2016).

Algunas aves se destacaron desde el tamaño poblacional. A pesar de que *Amazilia castaneiventris* (EN, end.col; end.cor) y *Coeligena prunellei* (NT, end.col; end.cor) obtuvieron una de las mayores pérdidas de coberturas boscosas y *Scytalopus rodriguezi* (VU, end.col) y *Atlapetes fuscoolivaceus* (VU, end.col), registraron las áreas más bajas, estas aves superaron el umbral de los 10.000 individuos maduros, todas con resultados semejantes desde Renjifo et al. (2014) y Renjifo et al. (2016). Con respecto a *Amazilia castaneiventris*, aunque se encontraron poblaciones más grandes que las anteriores conocidas, debe tenerse en cuenta que el grado de detalle en la información ecológica es demasiado limitado para llegar a conclusiones robustas sobre el tamaño poblacional de la especie (Renjifo et al. 2016). En el caso de *Coeligena prunellei*, a pesar de registrar amplias pérdidas de bosque, se reportan algunas recuperaciones de las coberturas en las áreas de distribución, aspecto que incidiría en el aumento de sus tamaños

poblacionales (Renjifo et al., 2014). *Scytalopus rodriguezii* y *Atlapetes fuscolivaceus* se encontraron en los bosques persistentes de la región Suroriental. Aunque obtuvieron áreas pequeñas, ocupan zonas con bajo impacto antrópico, aspecto que podría explicar su tamaño poblacional.

En cuanto al área de ocupación, evaluada para las aves sin estimación del tamaño poblacional, las especies *Grallaria kaestneri* (EN, end.col, end.cord), *Pionus fuscus* (EN), *Dacnis hartlaubi* (VU, end.col), *Hypopyrrhus pyrohypogaster* (VU, end.col), *Anthocephala berlepschi* (VU, end.col) *Ampelion rufaxilla* (VU), *Buthraupis wetmorei* (VU) y *Pipreola chlorolepidota* (NT) obtuvieron áreas menores a 2.000 km<sup>2</sup>. Contrastando los resultados con los Libros Rojos de Aves, las especies con distribución predominante en el área de estudio (*Grallaria kaestneri* (EN, end.col, end.cord)) y *Pionus fuscus* (EN)) también obtuvieron áreas de ocupación (descritas en los Libros Rojos como hábitat remanente) inferiores a 2.000 km<sup>2</sup>. Sin embargo, las demás especies registraron áreas de ocupación mayores con respecto al valor encontrado, tomando en cuenta que poseen áreas de distribución en otras zonas de la región Andina (Renjifo et al. 2014, Renjifo et al. 2016).

Las especies *Buteogallus solitarius*, *Spizaetus isidori*, *Pauxi pauxi*, *Ognorhynchus icterotis* y *Ara militaris*, aunque obtuvieron áreas de ocupación mayores a 2.000 km<sup>2</sup>, sus tamaños poblacionales fueron menores a 10.000 individuos maduros. *Buteogallus solitarius* y *Spizaetus isidori* son águilas con amplias áreas de distribución en los bosques del país. Sin embargo, su bajísima densidad poblacional, unida a la pérdida de hábitat y a la alta susceptibilidad a la persecución que sufren por su tendencia a cazar aves de corral, hacen de esta una especie candidata a desaparecer fácil y rápidamente del país (García et al. 2007, Renjifo 1999). Igual ocurre con *Pauxi pauxi*, un ave ampliamente amenazada por pérdida de hábitat y cacería, siendo muy vulnerable por su tamaño, baja densidad y lenta reproducción. También sucede con *Ognorhynchus icterotis*, una especie con distribución discontinua en Colombia y poco frecuente en las zonas donde habita. Se considera que la especie presenta baja tolerancia a la transformación del paisaje, siendo el deterioro de los lugares de anidación y forrajeo (palmas *Ceroxylon quindiuense*, *C. ventricosum* y *Dictyocaryum lamarckianum*) una de las principales causas de su declive poblacional. *Ara militaris*, una especie migratoria, gregaria y que utiliza palmas para anidación, también se encuentra muy afectada por la destrucción del hábitat. El fenómeno de migración entre zonas de alimentación y reproducción es uno

de los aspectos que más aumenta su sensibilidad (Renjifo et al. 2014; Renjifo et al. 2016).

Del total de especies evaluadas, 18 se mantendrán con el mismo riesgo de extinción a futuro y 11 aumentarán de categoría, con respecto a lo planteado por Renjifo et al. (2014) y Renjifo et al. (2016). Dentro de las aves que tendrán mayor riesgo de extinción se destacan *Coeligena prunellei*, *Accipiter collaris*, *Pipreola chlorolepidota* y *Pyrilia pyrilia*, todas catalogadas actualmente como casi amenazadas (Renjifo et al. 2014, Renjifo et al., 2016). Estos hallazgos son de particular relevancia, porque según Cardillo et al. (2006), las especies casi amenazadas se encuentran en riesgo latente de extinción, un aspecto poco abordado pero fundamental en la conservación de las especies. La priorización de áreas para la conservación generalmente se enfoca en zonas con mayor número de especies o donde existen especies con un riesgo inminente de extinción. Sin embargo, estas estrategias pueden pasar por alto áreas en donde se encuentran muchas especies que tienen rasgos biológicos que las hace particularmente sensibles al impacto humano futuro, pero aún no se encuentran amenazadas, porque el efecto es bajo. La incorporación de patrones de riesgo de extinción latente en la planeación de la conservación podría ayudar a prevenir la pérdida futura de biodiversidad, anticipando el aumento de la amenaza o la pérdida de especies antes de que ello ocurra.

Considerando la presencia de las áreas de distribución futuras de las especies en áreas protegidas, ninguna se encontró bien representada en áreas de priorización, donde se agruparon las categorías del SINAP más importantes del estudio. Este aspecto refleja la existencia de cantidades insuficientes de áreas protegidas en toda la extensión de la cordillera Oriental. Aunque el SPNN ocupa el 11,8 % del total del área de estudio, un valor cercano a la meta global del país (11 %) (Rodríguez et al. 2013), estas áreas siguen siendo reducidas. Revisando lo enunciado por Franco et al. (2007), aunque las áreas de distribución de las aves en la región Andina se encuentran parcialmente protegidas, aún se hallan grandes vacíos de representatividad, porque las categorías del SINAP se localizan en zonas poco intervenidas (Forero & Joppa 2010), en altas elevaciones y tienen extensiones bajas (Rodríguez et al. 2013), que generalmente no coinciden con las áreas de distribución de las aves, particularmente las endémicas y amenazadas (Kuussaari et al. 2009), que se ubican en altitudes medias a bajas y poseen rangos de distribución restringidos (Wright, 2010). También son insuficientes para especies que requieren grandes áreas para sostener

poblaciones viables, como es el caso de las aves rapaces de gran tamaño y para aquellas especies que realizan migraciones altitudinales, porque los recursos que requieren pueden carecer de una adecuada protección (Franco et al. 2007).

Dado que existen áreas protegidas insuficientes en la cordillera Oriental, es fundamental conectar, ampliar y crear nuevas áreas, que no solamente conserven los páramos, sino también áreas altitudinales medias y bajas con alta intervención antrópica (Wright, 2010). Considerando los hallazgos del estudio, en las zonas de “muy alta o alta riqueza” (regiones Suroriental y Perijá) se recomienda la extensión de áreas protegidas y la creación de corredores biológicos, tomando como eje principal los PNN Catatumbo Barí, cordillera de los Picachos, Alto Fragua Indiwasi, serranía de los Churumbelos y complejo volcánico Doña Juana Cascabel. En las zonas de “muy alto o alto endemismo” (regiones Chicamocha y Noroccidental) se sugiere crear nuevas áreas protegidas, construir corredores biológicos y elevar la categoría de protección a algunos DRMI que albergan numerosas especies endémicas de Colombia y de la cordillera Oriental, de tal forma que constituyan PNN. Las categorías del SINAP más relevantes para tales procesos son el PNN serranía de los Yariguíes, el PNN Guanentá alto río Fonce, el SFF Iguaque, el DRMI Serranía de los Yariguíes y el DRMI páramos de Guantiva, la Rusia, bosques de roble y sus zonas aledañas.

Considerando la insuficiencia de las áreas protegidas para las aves, las zonas de complementación se convirtieron en áreas fundamentales para asegurar la representatividad de las especies, siendo también destacadas por Fuller (2012), Haulton (2008) y Kattan et al. (2008). Sin embargo, tomando en cuenta que en estas zonas existen múltiples usos del suelo, es fundamental aplicar acciones que permitan el manejo sostenible de las coberturas boscosas naturales persistentes y estables (Chazdon 2008; Lamb et al. 2005; Melo et al. 2013, Murcia & Aronson 2014), a través de alianzas público privadas que fortalezcan y faciliten el empoderamiento de las comunidades frente al manejo adecuado de los recursos donde se encuentran inmersas (Berkes, 2007; CONPES, 2010, Persha et al. 2011).



## 7. Conclusiones

- Se encontraron cambios multitemporales en la pérdida y la ganancia de bosque, tanto en la cordillera Oriental como en las regiones, con aumentos de la deforestación de 2000 a 2010 e incrementos de la ganancia de 2010 a 2025, aunque esta recuperación no compensa la deforestación histórica sucedida en el área de estudio. Tanto la ganancia como la pérdida de coberturas boscosas naturales ocurrieron de manera predominante en la zona centro y norte de la cordillera. Sin embargo, también se hallaron amplias áreas persistentes, principalmente en la vertiente oriental de la cadena montañosa.
- De todas las aves evaluadas, algunas tendrán grandes reducciones en sus áreas de distribución futuras, entre ellas *Crypturellus obsoletus castaneus* (CR, end.col; end.cor), *Thryophilus nicefori* (CR, end.col; end.cor), *Amazilia castaneiventris* (EN, end.col; end.cor), *Dacnis hartlaubi* (VU, end.col) y *Coeligena prunellei* (NT, end.col; end.cor). Sin embargo, también habrá especies con ganancia de coberturas boscosas naturales y otras se ubicarán en áreas persistentes, que se han mantenido en el transcurso del tiempo.
- Las áreas de distribución futuras de todas las aves estuvieron mal representadas en las áreas protegidas de priorización, siendo necesario emplear áreas de complementación para asegurar la representatividad de las especies. Sobre este aspecto se recomienda la conexión, ampliación y creación de áreas protegidas y el desarrollo de programas sostenibles de manejo de las coberturas boscosas naturales.
- Tomando en cuenta que se usaron áreas prioritarias y complementarias para las especies, fue necesario plantear recomendaciones de conservación y manejo, destacándose aquellas relacionadas con la protección de las coberturas boscosas naturales persistentes y estables en áreas con alta riqueza (regiones Suroriental y Perijá) y elevado número de especies endémicas de Colombia (regiones Chicamocha y Noroccidental).

## **8. Perspectivas y aplicaciones**

### **8.1. Aspectos a considerar sobre la información generada**

- Los análisis aquí presentados tuvieron como objetivo principal asegurar la representatividad de las especies en áreas de priorización y de complementación, sin embargo, no es posible garantizar la conservación y el manejo de las especies, porque ello depende de los procesos de implementación y control que ocurren en el territorio.
- El cálculo del tamaño poblacional de las especies se efectuó con base en las áreas de distribución que tendrán a futuro. Sin embargo, es importante tener en cuenta que las áreas encontradas a nivel espacial no siempre equivalen a las áreas ocupadas por las especies. En este caso, pueden omitirse zonas en que la especie podría encontrarse o pueden considerarse áreas donde ha ocurrido la eliminación de poblaciones locales. Cada ave tiene relaciones únicas con los gradientes ambientales, respondiendo individualmente a la variabilidad ambiental de acuerdo con sus requerimientos y capacidades ecológicas.
- Los modelos espacialmente explícitos implican limitaciones e incertidumbres porque son una abstracción o generalización de la realidad, tomando en cuenta que no es posible considerar todas las variables que inciden en un proceso dado. Sin embargo, constituyen una herramienta fundamental para la comprensión de patrones espaciales de las coberturas que pueden ser útiles en la toma de decisiones de conservación y manejo de los recursos naturales.

## 8.2. Perspectivas y aplicaciones

- Es importante considerar desde aproximaciones espaciales más detalladas y desde trabajo de campo la estructura y composición de los bosques que hicieron parte del estudio, para definir su aporte real en el mantenimiento de poblaciones viables, con el fin de seleccionar de manera más acertada áreas de conservación y manejo.
- Tomando en cuenta que los organismos pueden habitar en áreas con tasas poblacionales negativas, es importante cuantificar las relaciones entre las características de las coberturas boscosas naturales y parámetros demográficos como la supervivencia y la reproducción.
- Se recomienda realizar estudios metapoblacionales, de tal forma que se puedan identificar sitios que permitan la conectividad entre las poblaciones locales, donde se facilite el recambio de especies y se minimice el riesgo de extinción.
- Es importante también efectuar estudios genéticos a las especies, de tal forma que se conozcan las posibilidades de variación y de respuesta frente a los cambios del medio y cómo inciden directamente en su viabilidad, tomando en cuenta que la variabilidad genética se reduce con la disminución de los tamaños poblacionales.
- Dado que las proyecciones de deforestación deben ser ajustadas continuamente, con una periodicidad no mayor a 10 años, se sugiere realizar tal actualización, incluyendo en este caso diferentes escenarios futuros que tengan en cuenta los efectos del cambio climático.
- Se recomienda utilizar el mismo sistema de definición de áreas de interés, con un peso ponderal adicional, considerando las matrices circundantes. Este peso ponderal podría incluir sistemas productivos aledaños evaluando la heterogeneidad, la composición y la riqueza de coberturas.

## 9. Referencias

- Abraira, V. (2000). El índice Kappa. *Semergen*, 27, 247–249.  
[http://doi.org/10.1016/S1138-3593\(01\)73955-X](http://doi.org/10.1016/S1138-3593(01)73955-X)
- Achard, F., Beuchle, R., Mayaux, P., Stibig, H., Bodart, C., Brink, A., ... Simonetti, D. (2014). Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. *Global Change Biology*, 20(8), 2540–2554.  
<http://doi.org/10.1111/gcb.12605>
- Aguilar, N., Riveros, J., & Forrest, J. (2014). Identifying areas of deforestation risk for REDD+ using a species modeling tool. *Carbon Balance and Management*, 9(1), 10.  
<http://doi.org/10.1186/s13021-014-0010-5>
- Aide, T. M., Clark, M., Grau, H. R., López-Carr, D., Levy, M., Redo, D., ... Muñiz, M. (2012). Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica*, 45(2), 262–271. <http://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x>
- Álvarez, M. (2002). Illicit crops and bird conservation priorities in Colombia. *Conservation Biology*, 16(4), 1086–1096. <http://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00537.x>
- Álvarez, M. (2003). Forests in the Time of Violence: conservation implications of the colombian war. *Journal of Sustainable Forestry*, 16(3–4), 47–68.  
<http://doi.org/10.1300/J091v16n03>
- Álvarez, M. (2007). Environmental damage from illicit drug crops in Colombia. In W. Jong, D. Donovan, & K. Abe (Eds.), *Extreme Conflict and Tropical Forests* (pp. 133–147). Dordrecht, Holanda. <http://doi.org/10.1007/978-1-4020-5462-4>
- Arango, N., Armenteras, D., Castro, M., Gottsmann, T., & Renjifo, L. M. (2003). *Vacíos de Conservación del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia desde una Perspectiva Ecorregional*. Bogotá D.C., Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Armenteras, D. (2014). Dinámicas y causas de deforestación en bosques de Latino América : una revisión desde 1990. *Colombia Forestal*, 17(2), 233–246.  
<http://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a07>
- Armenteras, D., Cabrera, E., Rodríguez, N., & Retana, J. (2013). National and regional determinants of tropical deforestation in Colombia. *Regional Environmental Change*, 13(6), 1181–1193. <http://doi.org/10.1007/s10113-013-0433-7>
- Armenteras, D., Gast, F., & Villareal, H. (2003). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 113(2), 245–256.  
[http://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00359-2](http://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00359-2)
- Armenteras, D., & Rodríguez, N. (2007). *Monitoreo de los ecosistemas andinos 1985-2005: Síntesis y perspectivas*. Bogotá D.C., Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Armenteras, D., Rodríguez, N., Retana, J., & Morales, M. (2011). Understanding deforestation in montane and lowland forests of the Colombian Andes. *Regional Environmental Change*, 11(3), 693–705. <http://doi.org/10.1007/s10113-010-0200-y>

- Avalos, V., & Hernández, J. (2015). Projected distribution shifts and protected area coverage of range-restricted Andean birds under climate change. *Global Ecology and Conservation*, 4, 459–469. <http://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.08.004>
- Avella, A., & Cárdenas, L. (2010). Conservación y uso sostenible de los bosques de roble en el corredor de conservación Guantiva - La Rusia - Iguaque Departamento de Santander y Boyacá, Colombia. *Colombia Forestal*, 13(1), 5–25.
- Barbet, M., Thuiller, W., & Jiguet, F. (2012). The fate of European breeding birds under climate, land-use and dispersal scenarios. *Global Change Biology*, 18(3), 881–890. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02552.x>
- Bello, J., Báez, M., Gómez, M., Orrego, O., & Nägele, L. (2014). *Biodiversidad 2014. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia*. (J. Bello, M. Báez, M. Gómez, O. Orrego, & L. Nägele, Eds.) (Primera ed). Bogotá D.C., Colombia: Instituto Alexander von Humboldt.
- Berkes, F. (2004). Rethinking community-based conservation. *Conservation Biology*, 18(3), 621–630. <http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00077.x>
- Berkes, F. (2007). Community-based conservation in a globalized world. *Pnas*, 104(39), 15188–15193. <http://doi.org/10.1073/pnas.0702098104>
- Bird, J., Buchanan, G., Lees, A., Clay, R., Develey, P., Yépez, I., & Butchart, S. (2012). Integrating spatially explicit habitat projections into extinction risk assessments: A reassessment of Amazonian avifauna incorporating projected deforestation. *Diversity and Distributions*, 18(3), 273–281. <http://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00843.x>
- Bohórquez, C. I. (2002). La avifauna de la vertiente oriental de los Andes de Colombia. Tres evaluaciones en elevación subtropical. *Revista Académica Colombiana*, 26(100), 419–442.
- Bonaccorso, E., & Menéndez, P. (2012). Efecto del cambio climático y el deterioro del hábitat en la distribución del Corvocado Freticolorado: implicaciones para su conservación. *Cienciamerica*, (1), 19–28.
- Botero, E., Páez, C., & Bayly, N. (2012). Biogeography and conservation of Andean and Trans-Andean populations of *Pyrrhura* parakeets in Colombia: modelling geographic distributions to identify independent conservation units. *Bird Conservation International*, 22(4), 445–461. <http://doi.org/10.1017/S0959270912000196>
- Brandt, J., & Townsend, P. (2006). Land use - Land cover conversion, regeneration and degradation in the high elevation Bolivian Andes. *Landscape Ecology*, 21(4), 607–623. <http://doi.org/10.1007/s10980-005-4120-z>
- Bray, D. B., Merino, L., Negreros, P., Segura, G., Torres, J. M., & Vester, H. F. M. (2003). Mexico's community-managed forests as a global model for sustainable landscapes. *Conservation Biology*, 17(3), 672–677. <http://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01639.x>
- Broadbent, E., Asner, G., Keller, M., Knapp, D., Oliveira, P., & Silva, J. (2008). Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 141(7), 1745–1757. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.024>

- Brooks, T. M., A. M. R., Da Fonseca, G. A. B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., ... Rodrigues. (2006). Global Biodiversity Conservation Priorities. *Sciences*, 313(2006), 58–61. <http://doi.org/10.1126/science.1127609>
- Brooks, T. M., Mittermeier, R., Mittermeier, C., Da Fonseca, G., Rylands, A., Konstant, W. R., ... Hilton-Taylor, C. (2002). Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. *Conservation Biology*, 16(4), 909–923. <http://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00530.x>
- Buchanan, G., Donald, P., & Butchart, S. (2011). Identifying priority areas for conservation: a global assessment for forest-dependent Birds. *PLoS ONE*, 6(12), e29080–e29080. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0029080>
- Burbano, J. (2013). *Modeling the dispersion of atelines (Primates, Atelinae) through scenarios of climate change and habitat fragmentation in Colombia*. Universidad Nacional de Colombia, Colombia.
- Bürgi, M., Hersperger, A., & Schneeberger, N. (2005). Driving forces of landscape change - current and new directions. *Landscape Ecology*, 19(8), 857–868.
- Burke, D., Elliott, K., Falk, K., & Piraino, T. (2011). *A land manager 's guide to conserving habitat for forest birds in southern Ontario*. Ottawa, Canadá: Ministry of Natural Resources. Southern Science and Information Section.
- Bursac, Z., Gauss, C. H., Williams, D. K., & Hosmer, D. W. (2008). Purposeful selection of variables in logistic regression. *Source Code for Biology and Medicine*, 3(17), 1–8. <http://doi.org/10.1186/1751-0473-3-17>
- Bütler, R., Angelstam, P., Ekelund, P., & Schlaepfer, R. (2004). Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biological Conservation*, 119(3), 305–318. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.11.014>
- Caicedo, C. (2012). *Erradicación forzosa y persistencia de los cultivos ilícitos en Colombia 1986 - 2009*. Universidad del Valle, Cali, Colombia.
- Cárdenas, D., Arrieta, A., Hoyos, N., Gómez, S., Santos, S., & Sanabria, C. (2015). *Informe de Biodiversidad Bosque Seco Tropical (Cañón del Chicamocha)*. Bucaramanga, Colombia: Facultad de Ciencias Naturales e Ingenierías, Tecnología en Recursos Ambientales.
- Cardillo, M., Mace, G., Gittleman, J., & Purvis, A. (2006). Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammal conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103(11), 4157–4161. <http://doi.org/10.1073/pnas.0510541103>
- Carmona, A., & Nahuelhuala, L. (2012). Combining land transitions and trajectories in assessing forest cover change. *Applied Geography*, 32, 904–915.
- Carwardine, J., Wilson, K., Watts, M., Etter, A., Klein, C., & Possingham, H. (2008). Avoiding costly conservation mistakes: The importance of defining actions and costs in spatial priority settings. *PLoS ONE*, 3(7), 1–6. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0002586>
- Castaño, G. (2005). Áreas Protegidas, criterios para su selección y problemáticas en su conservación. *Boletín Científico - Centro de Museos - Museo de Historia Natural*, 10, 79–102.

- Cayuela, L., Golicher, D., Newton, A., Kolb, H., de Albuquerque, F., Arets, E., ... Pérez, A. (2009). Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. *Tropical Conservation Science*, 2(3), 319–352.
- Chadid, M., Dávalos, L., Molina, J., & Armenteras, D. (2015). A Bayesian spatial model highlights distinct dynamics in deforestation from coca and pastures in an Andean biodiversity hotspot. *Forests*, 6(11), 3828–3846. <http://doi.org/10.3390/f6113828>
- Chaparro, S., Echeverry, M. A., Cordoba, S., & Sua, A. (2013). Listado actualizado de las aves endémicas y casi-endémicas de Colombia. *Biota Colombiana*, 14(2), 235–272.
- Chazdon, R. L. (2003). Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, 6(1–2), 51–71. <http://doi.org/10.1078/1433-8319-00042>
- Chazdon, R. L. (2008). Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320(5882), 1458–1460. <http://doi.org/10.1126/science.1155365>
- Congreso de Colombia. Ley 99 (1993). Colombia: Congreso de Colombia.
- CONPES. (2010). *Documento CONPES 3680. Lineamientos para la consolidación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas*. Bogotá D.C., Colombia: Consejo Nacional de Política Económica y Social - Departamento Nacional de Planeación.
- Corte Constitucional de Colombia. (2010). Principio de precaución y de prevención ambiental. Retrieved February 26, 2017, from <http://corteconstitucional.gov.co/relatoria/2010/c-703-10.htm>
- Cortés, J. (2013). *Análisis espacio-temporal del Bosque Húmedo Tropical en la región del Magdalena Medio entre los periodos 1977-2013 (Puerto Boyacá, Departamento de Boyacá)*. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia.
- Cuadras, C. M. (2014). *Nuevos métodos de análisis multivariante*. Publicaciones PPU. Barcelona, España: CMC Editions. <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Cuesta, F., Peralvo, M., & Valarezo, N. (2009). *Los bosques montanos de los Andes Tropicales*. Quito, Ecuador: Programa Regional Ecobona-Intercooperation.
- Cutler, D., Edwards, T., Beard, K., Cutler, A., Hess, K., Gibson, J., & Lawler, J. (2007). Random Forests for Classification in Ecology. *Ecology*, 88(11), 2783–2792. <http://doi.org/10.1890/07-0539.1>
- Daniel, W. (2002). *Bioestadística, base para el análisis de las ciencias de la salud*. Balderas, Mexico: Editorial Limusa S.A.
- Das, A., Krishnaswamy, J., Bawa, K., Kiran, M., Srinivas, V., Kumar, N., & Karanth, K. (2006). Prioritisation of conservation areas in the Western Ghats, India. *Biological Conservation*, 133(1), 16–31. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.05.023>
- Dávalos, L. (2001). The San Lucas mountain range in Colombia: how much conservation is owed to the violence? *Biodiversity & Conservation*, 10(69–78).
- Dávalos, L., Bejarano, A. C., Hall, M. a, Correa, H. L., Corthals, A., & Espejo, O. J. (2011). Forests and drugs: coca-driven deforestation in global biodiversity hotspots. *Environmental Science Technology*, 45, 1219–1227. <http://doi.org/10.1021/es102373d>

- de Almeida, C., Batty, M., Monteiro, A., Câmara, G., Soares-Filho, B. S., Cerqueira, G. C., & Pennachin, C. L. (2003). Stochastic cellular automata modeling of urban land use dynamics: Empirical development and estimation. *Computers, Environment and Urban Systems*, 27(5), 481–509. [http://doi.org/10.1016/S0198-9715\(02\)00042-X](http://doi.org/10.1016/S0198-9715(02)00042-X)
- Delgado, A., Calderón, J. J., Rosero, Y., Fernández, R., & Flórez, C. (2014). Ornitología Colombiana Ampliaciones de distribución de aves en el suroccidente colombiano Artículo. *Ornitologia Colombiana*, (14), 112–124.
- Donegan, T., Avendaño, J., Briceño, E., Luna, J., Roa, C., Parra, R., ... Huertas, B. (2010). Aves de la serranía de los Yariguíes y tierras bajas circundantes, Santander, Colombia. *Cotinga*, 32(1), 23–40.
- Donegan, T., Huertas, B., Briceño, E., Arias, I., & I, C. (2004). *Colombian EBA Project: Threatened species of Serranía de los Yariguíes expedition preliminary report*. Royal Geographical Society. Bogotá D.C., Colombia: Fundación Proaves.
- Donegan, T., Quevedo, A., Verhelst, J. C., Cortés, O., Ellery, T., & Salaman, P. (2016). Revision of the status of bird species occurring or reported in Colombia 2015, with discussion of BirdLife International's new taxonomy. *Conservación Colombiana*, (24–27), 12–36.
- Donegan, T., Salaman, P., Quevedo, A., Cortes, O., & Verhelst, C. (2015). Revision of the status of bird species occurring or reported in Colombia 2015, with discussion of BirdLife International's new taxonomy. *Conservacion Colombiana*, (23), 3–48.
- Echeverria, C., Coomes, D. a., Hall, M., & Newton, A. C. (2008). Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling*, 212(3–4), 439–449. <http://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.10.045>
- Eken, G., Bennun, L., Brooks, T., Darwall, W., & Foster, M. (2004). Key Biodiversity Areas as Site Conservation Targets. *BioScience*, 54(12), 1110–1118. [http://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[1110:KBAASC\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[1110:KBAASC]2.0.CO;2)
- Elith, J., & Leathwick, J. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, ...*, 40, 677–697. <http://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- Esri. (2017). ArcGIS. Retrieved April 24, 2017, from <https://www.arcgis.com/features/index.html>
- Etter, A., McAlpine, C., Phinn, S., Pullar, D., & Possingham, H. (2006). Unplanned land clearing of Colombian rainforests: Spreading like disease? *Landscape and Urban Planning*, 77(3), 240–254. <http://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.03.002>
- Etter, A., McAlpine, C., & Possingham, H. (2008). Historical patterns and drivers of landscape change in Colombia since 1500: A regionalized spatial approach. *Annals of the Association of American Geographers*, 98(1), 2–23. <http://doi.org/10.1080/00045600701733911>
- Etter, A., McAlpine, C., Pullar, D., & Possingham, H. (2005). Modeling the age of tropical moist forest fragments in heavily-cleared lowland landscapes of Colombia. *Forest Ecology and Management*, 208(1–3), 249–260. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.12.008>

- Etter, A., McAlpine, C., Pullar, D., & Possingham, H. (2006). Modelling the conversion of Colombian lowland ecosystems since 1940: drivers, patterns and rates. *Journal of Environmental Management*, 79(1), 74–87.  
<http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.05.017>
- Etter, A., McAlpine, C., Seabrook, L., & Wilson, K. (2011). Incorporating temporality and biophysical vulnerability to quantify the human spatial footprint on ecosystems. *Biological Conservation*, 144(5), 1585–1594.  
<http://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.004>
- Etter, A., McAlpine, C., Wilson, K., Phinn, S., & Possingham, H. (2006). Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114(2–4), 369–386.  
<http://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.013>
- Etter, A., & Van Wyngaarden, W. (2000). Patterns of Landscape Transformation in Colombia, with Emphasis in the Andean Region. *AMBIO A Journal of the Human Environment*, 29(7), 432–439. <http://doi.org/10.1579/0044-7447-29.7.432>
- Etter, A., & Villa, A. (2000). Andean forests and farming systems in part of the Eastern Cordillera (Colombia). *Mountain Research and Development*, 20(3), 236–245.  
[http://doi.org/10.1659/0276-4741\(2000\)020\[0236:AFAFSI\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1659/0276-4741(2000)020[0236:AFAFSI]2.0.CO;2)
- Fahrig, L. (2003). Fragmentation on of Habitat Effects Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487–515.  
<http://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fandiño, M., & Van Wyngaarden, W. (2005). *Prioridades de conservacion biológica para Colombia*. Bogotá D.C., Colombia: Grupo ARCO.
- FAO. (2011). *Situación de los bosques del mundo 2011. Situacion*. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- FAO. (2015). *Global Forest Resources Assessment 2015. Global Forest Resources Assessment 2015*. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. <http://doi.org/10.1002/2014GB005021>
- Fjeldså, J., Alvarez, M. D., Lazcano, J. M., & León, B. (2005). Illicit crops and armed conflict as constraints on biodiversity conservation in the Andes region. *Ambio*, 34(3), 205–11. <http://doi.org/10.1579/0044-7447-34.3.205>
- Ford, H., Barrett, G., Saunders, D., & Recher, H. (2001). Why have birds in the woodlands of Southern Australia declined? *Biological Conservation*, 97(1), 71–88.  
[http://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00101-4](http://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00101-4)
- Forero, G., & Joppa, L. (2010). Representation of Global and National Conservation Priorities by Colombia's Protected Area Network. *PLoS ONE*, 5(10), e13210.  
<http://doi.org/10.1371/journal.pone.0013210>
- Franco, A., Devenish, C., Barrero, M. C., & Romero, M. H. (Eds.). (2009). *Important Bird Areas Americas - Priority sites for biodiversity conservation. Areas Importantes para Conservación de las Aves América*. Quito, Ecuador: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 16).
- Franco, P., Saavedra, C., & Kattan, G. (2007). Bird species diversity captured by protected areas in the Andes of Colombia: a gap analysis. *Oryx*, 41(1), 57–63.  
<http://doi.org/10.1017/S0030605306001372>

- Freeman, B. G., & Mason, N. A. (2015). The Geographic Distribution of a Tropical Montane Bird Is Limited by a Tree: Acorn Woodpeckers (*Melanerpes formicivorus*) and Colombian Oaks (*Quercus humboldtii*) in the Northern Andes. *PloS One*, *10*(6), 1–13. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0128675>
- Fuller, R. (2012). *Birds and habitat: relations in changing landscapes*. New York, Estados Unidos: Cambridge University Press.
- Galindo, G., Espejo, O., Ramírez, J., Forero, C., Galindo, G., Espejo, O., ... Cabrera, E. (2014). *Memoria técnica de la cuantificación de la superficie de bosque natural y deforestación a nivel nacional*. Bogotá D.C., Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- García, J., Clay, R., & Ríos, C. (2007). The importance of birds for conservation in the Neotropical region. *Journal of Ornithology*, *148*(2), S321–S326. <http://doi.org/10.1007/s10336-007-0194-5>
- Garson, J., Aggarwal, A., & Sarkar, S. (2002). Birds as surrogates for biodiversity: an analysis of a data set from southern Quebec. *BioScience*, *(27)*, 347–360.
- Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B., Gardner, T., Barlow, J., ... Sodhi, N. (2011). Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, *478*(7369), 378–381. <http://doi.org/10.1038/nature10425>
- Gómez, M., Moreno, L., Andrade, G., & Rueda, C. (2016). *Biodiversidad 2015. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia*. Bogotá D.C., Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Gómez, Y. C., Rivera, A., Gómez, G., & Vargas, N. (2008). Inventario preliminar de aves en dos fragmentos de bosque de la Cordillera Oriental de los Andes Colombianos. *Revista U.D.C.A.*, *11*(2), 109–119.
- González, I. (2012). *Modelación de la distribución y análisis de viabilidad poblacional de Ateles hybridus en Colombia (2010-2030)*. Pontificia Universidad Javeriana, Colombia.
- González, J., Cubillos, A., Arias, A., & Zapata, M. (2014). *Resultados de la simulación de la deforestación para el ajuste del nivel de referencia del área subnacional A8*. Bogotá D.C., Colombia: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. <http://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- González, J. J., Etter, A., Sarmiento, A., Orrego, S., Ramírez, C., Cabrera, E., ... Ordoñez, M. F. (2011). *Análisis de tendencias y patrones espaciales de deforestación en Colombia*. Bogotá D.C., Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- Graham, C., Loiselle, B., Velásquez-Tibatá, J., & Cuesta, F. (2009). Modelos de Distribución de Especies y el Desafío de Pronosticar Distribuciones Futuras. *Iai.Int*, 349–368.
- Graham, C., Silva, N., & Velásquez, J. (2010). Evaluating the potential causes of range limits of birds of the Colombian Andes. *Journal of Biogeography*, *37*(10), 1863–1875. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02356.x>
- Granizo, T., Molina, M., Secaira, E., Herrera, B., Benítez, S., Maldonado, O., ... Castro, M. (2006). *Manual de Planificación para la Conservación de Áreas, PCA*. Quito,

- Ecuador: The Nature Conservancy.
- Grau, H., & Aide, M. (2008). Globalization and land-use transitions in Latin America. *Ecology and Society*, 13(2), 16.
- Gregory, R., & Strien, A. (2010). Wild Bird Indicators: Using Composite Population Trends of Birds as Measures of Environmental Health. *Ornithological Science*, 9(1), 3–22. <http://doi.org/10.2326/osj.9.3>
- Gregory, R., van Strien, A., & Gibbons, D. (2005). Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 360(1454), 269–288. <http://doi.org/10.1098/rstb.2004.1602>
- Guénette, J., & Villard, M. (2005). Thresholds in forest bird response to habitat alteration as quantitative targets for conservation. *Conservation Biology*, 19(4), 1168–1180. <http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00085.x>
- Gutiérrez, A., & Joost, F. (2010). Can we expect to protect threatened species in protected areas? A case study of the genus *Pinus* in Mexico. *Revista Mexicana De Biodiversidad*, 81(3), 875–882.
- Haddad, N., Brudvig, L., Clobert, J., Davies, K., Gonzalez, A., Holt, R. D., ... Townshend, J. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), 1–9. <http://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hanski, I. (2011). Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *Ambio*, 40(3), 248–255. <http://doi.org/10.1007/s13280-011-0147-3>
- Harris, G., & Pimm, S. (2008). Range size and extinction risk in forest birds. *Conservation Biology*, 22(1), 163–171. <http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00798.x>
- Haulton, S. (2008). *Effects of silvicultural practices on bird communities in deciduous forests of eastern and central North America*. Indianápolis, Estados Unidos.
- Herzog, S., & Kattan, G. (2011). Patterns of Diversity and Endemism in the Birds of the Tropical Andes. In S. Herzog, R. Martínez, P. Jørgensen, & H. Tiessen (Eds.), *Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes* (pp. 245–259). Paris, Francia: Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE).
- Hilty, S., & Brown, W. (1985). *A Guide to the Birds of Colombia*. Princeton, Estados Unidos: Princeton University Press.
- Holdridge, L. (1967). *Life Zone Ecology*. San José, Costa Rica: Centro de Ciencias Tropicales.
- Huertas, B., & Donegan, T. (Eds.). (2006). *Investigación y evaluación de las especies amenazadas de la serranía de los Yariguíes, Santander, Colombia*. Bogotá D.C., Colombia: BirdLife International.
- IDEAM. (2013). *Zonificación y codificación de uniades hidrográficas e hidrogeológicas de Colombia*. Bogotá D.C., Colombia: IDEAM.
- IDEAM. (2014). Monitoreo y seguimiento al fenómeno de la deforestación en Colombia. Retrieved April 14, 2017, from <http://www.ideam.gov.co/web/ecosistemas/deforestacion-colombia>
- IDEAM. (2015). *Informe del estado del medio ambiente y de los recursos renovables 2015*. Bogotá D.C., Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios

Ambientales.

- IDEAM. (2016). *Núcleos activos por deforestación 2016 - tercer semestre*. Bogotá D.C., Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- IDEAM. (2017). *Núcleos activos por deforestación 2016-IV*. Bogotá D.C., Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- IGAC. (2010). Cartografía base de Colombia. Retrieved May 8, 2017, from <http://geoportal.igac.gov.co/ssigl2.0/visor/galeria.req?mapald=7>
- Ikin, K., Yong, D., & Lindenmayer, D. (2016). Effectiveness of woodland birds as taxonomic surrogates in conservation planning for biodiversity on farms. *Biological Conservation*, 204, 411–416.
- Imbach, P., Robalino, J., Brenes, C., Zamora, J., Cifuentes, M., Sandoval, C., & Beardsley, M. (2013). *Análisis de cambio de uso de la tierra (1992 – 2008) y formulación de escenarios de deforestación futura de los bosques de Panamá*. Turrialba, Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).
- Jantz, S., Barker, B., Brooks, T., Chini, L., Huang, Q., Moore, R., ... Hurtt, G. (2015). Future habitat loss and extinctions driven by land-use change in biodiversity hotspots under four scenarios of climate-change mitigation. *Conservation Biology*, 1–10. <http://doi.org/10.1111/cobi.12549>
- Jetz, W., Wilcove, D., & Dobson, A. (2007). Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS Biology*, 5(6), 1211–1219. <http://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050157>
- Johst, K., Drechsler, M., Teeffelen, A., Hartig, F., Vos, C., Wissel, S., ... Opdam, P. (2011). Biodiversity conservation in dynamic landscapes: trade-offs between number, connectivity and turnover of habitat patches. *Journal of Applied Ecology*, 48, 1227–1235.
- Kaimowitz, D., & Angelsen, A. (1998). *Economic models of tropical deforestation: A Review*. *Environment and Development Economics* (Vol. 6). Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research. <http://doi.org/10.17528/cifor/000341>
- Kammesheidt, L. (2002). Perspectives on secondary forest management in tropical humid lowland America. *Ambio*, 31(3), 243–250.
- Kamusoko, C., Oono, K., Nakazawa, A., Wada, Y., Nakada, R., Hosokawa, T., ... Homsysavath, K. (2011). Spatial simulation modelling of future forest cover change scenarios in Luangprabang province, Lao PDR. *Forests*, 2(3), 707–729. <http://doi.org/10.3390/f2030707>
- Kareiva, P., & Marvier, M. (2012). What Is Conservation Science? *BioScience*, 62(11), 962–969. <http://doi.org/10.1525/bio.2012.62.11.5>
- Karr, J. (1990). Avian Survival Rates and the Extinction Process on Barro Colorado Island, Panama. *Conservation Biology*, 4(4), 391–397. <http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00313.x>
- Kattan, G., Alvarez, H., & Giraldo, M. (1994). Forest Fragmentation and Bird Extinctions: San Antonio Eighty Years Later. *Conservation Biology*, 8(1), 138–146. <http://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08010138.x>
- Kattan, G., Arango, N., Armbrrecht, I., Chaves, M. E., Gómez, C., Murcia, C., ...

- Valenzuela, L. (2008). *Regiones biodiversas: herramientas para la planificación de sistemas regionales de áreas protegidas*. Bogotá D.C., Colombia: WWF Colombia.
- Kattan, G., Franco, P., Rojas, V., & Morales, G. (2004). Biological diversification in a complex region: a spatial analysis of faunistic diversity and biogeography of the Andes of Colombia. *Journal of Biogeography*, 31(11), 1829–1839.
- Knight, A., Cowling, R., & Campbell, B. (2006). An operational model for implementing conservation action. *Conservation Biology*, 20(2), 408–419.
- Knight, A. T., Cowling, R. M., Rouget, M., Balmford, A., Lombard, A. T., & Campbell, B. M. (2008). Knowing but not doing: Selecting priority conservation areas and the research-implementation gap. *Conservation Biology*, 22(3), 610–617. <http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00914.x>
- Kolb, M., & Galicia, L. (2012). Challenging the linear forestation narrative in the Neotropic: Regional patterns and processes of deforestation and regeneration in southern Mexico. *Geographical Journal*, 178(2), 147–161. <http://doi.org/10.1111/j.1475-4959.2011.00431.x>
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., ... Steffan, I. (2009). Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(10), 564–571. <http://doi.org/10.1016/j.tree.2009.04.011>
- Lamb, D., Erskine, P., & Parrotta, J. (2005). Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. *Science*, 310, 1628–1632. <http://doi.org/10.1126/science.1111773>
- Lambin, E. (1997). Modeling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in Physical Geography*, 21(3), 375–393.
- Langhammer, P., Bakarr, M., Bennun, L., Brooks, T., Clay, R., Darwall, W., ... Foster, M. (2007). *Identification and Gap Analysis of Key Biodiversity Areas*. Gland, Suiza: IUCN.
- Larsen, F. W., Bladt, J., Balmford, A., & Rahbek, C. (2012). Birds as biodiversity surrogates: Will supplementing birds with other taxa improve effectiveness? *Journal of Applied Ecology*, 49(2), 349–356. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02094.x>
- Latorre, P., Jaramillo, J., Omar, R., & Corredor, L. (2014). *Atlas del Sistema Nacional de Áreas Protegidas Continentales de Colombia*. Bogotá D.C., Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Laurance, W. (2000). Cut and run: The dramatic rise of transnational logging in the tropics. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(11), 433–444.
- Laurance, W., Useche, D., Rendeiro, J., Kalka, M., Bradshaw, C., Sloan, S., ... Zamzani, F. (2012). Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, 489(7415), 290–294. <http://doi.org/10.1038/nature11318>
- Lawler, J. J., Aukema, J. E., Grant, J. B., Halpern, B. S., Kareiva, P., Nelson, C. R., ... Zaradic, P. (2006). Conservation science: a 20-year report card. *Front Ecol Environ*, 4(9), 473–480. [http://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)4\[473:CSAYRC\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)4[473:CSAYRC]2.0.CO;2)
- Lee, S. (2005). Application of logistic regression model and its validation for landslide

- susceptibility mapping using GIS and remote sensing data. *International Journal of Remote Sensing*, 26(7), 1477–1491. <http://doi.org/10.1080/01431160412331331012>
- Lee, T., & Jetz, W. (2011). Unravelling the structure of species extinction risk for predictive conservation science, 278(1710), 1329–1338. <http://doi.org/10.1098/rspb.2010.1877>
- Lindenmayer, D., Manning, A., Smith, P., Possingham, H., Fischer, J., Oliver, I., & McCarthy, M. (2002). The focal-species approach and landscape restoration: A critique. *Conservation Biology*, 16(2), 338–345. <http://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00450.x>
- Lindsay, M., Patterson, H., & Swearer, S. (2008). Habitat as a surrogate measure of reef fish diversity in the zoning of the Lord Howe Island Marine Park, Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 353, 265–273. <http://doi.org/10.3354/meps07155>
- López, J. P., Avendaño, J. E., Gutiérrez, N., & Cuervo, A. (2014). The birds of the Serranía de Perijá: The northernmost avifauna of the Andes. *Ornitología Colombiana*, 14, 62–93.
- Lora, K. (2011). El principio de precaución en la legislación ambiental colombiana. *Actualidad Jurídica*, 22–29.
- Lunt, I., & Spooner, P. (2005). Using historical ecology to understand patterns of biodiversity in fragmented agricultural landscapes. *Journal of Biogeography*, 32(11), 1859–1873.
- Maeda, E., de Almeida, C., de Carvalho, A., Formaggio, A., Shimabukuro, Y., & Pellikka, P. (2011). Dynamic modeling of forest conversion: Simulation of past and future scenarios of rural activities expansion in the fringes of the Xingu National Park, Brazilian Amazon. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13(3), 435–446. <http://doi.org/10.1016/j.jag.2010.09.008>
- Maestre, F. (2006). Análisis y modelización de datos espacialmente explícitos en Ecología. *Revista Ecosistemas*, 15(3), 1–6.
- Manne, L., & Pimm, S. (2001). Beyond eight forms of rarity: which species are threatened and which will be next? *Animal Conservation*, 4(3), 221–229. <http://doi.org/doi:10.1017/S1367943001001263>
- March, I., Carvajal, R., & Vidal, J. (2009). Planificación y desarrollo de estrategias para la conservación de la biodiversidad. In *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio* (pp. 545–573). Ciudad de México, México: Conabio.
- Margules, C., & Pressey, R. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243–253. <http://doi.org/10.1038/35012251>
- Martínez, M., Pérez, O., Vázquez, G., Castillo, G., García, J., Mehltreter, K., ... Landgrave, R. (2009). Effects of land use change on Biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. *Forest Ecology and Management*, 258(9), 1856–1863. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.023>
- Mas, J., & Flamenco, A. (2011). Modelación de los cambios de coberturas/uso del suelo en una región tropical de México. *Geotropico*, 5(1), 1–24.
- Mas, J., Kolb, M., Houet, T., Paegelow, M., & Camacho, M. (2011). *Una comparación de*

- programas de modelación de cambios de cobertura / uso del suelo*. Ciudad de México, México: Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Mas, J., Kolb, M., Paegelow, M., Olmedo, M. C., & Houet, T. (2014). Modelling Land use / cover changes: a comparison of conceptual approaches and softwares. *Environmental Modelling and Software*, (51), 94–111.
- Melo, F. P. L., Arroyo, V., Fahrig, L., Martínez, M., & Tabarelli, M. (2013). On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, 28(8), 461–468. <http://doi.org/10.1016/j.tree.2013.01.001>
- Mendoza S., J. E., & Etter R., A. (2002). Multitemporal analysis (1940-1996) of land cover changes in the southwestern Bogotá highplain (Colombia). *Landscape and Urban Planning*, 59, 147–158. [http://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00012-9](http://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00012-9)
- Mesa, G. (2013). *Derechos ambientales en perspectiva de integralidad*. Bogotá D.C., Colombia: Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Derecho, Ciencias Políticas y Sociales.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2012). *Política Nacional para la gestión integral de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos (PNGIBSE)*. Bogotá D.C., Colombia: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Mitchell, M., Lancia, R., & Gerwin, J. (2001). Using landscape-level data to predict the distribution of birds on a managed forest: Effects of scale. *Ecological Applications*, 11(6), 1692–1708. [http://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[1692:ULLDTP\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1692:ULLDTP]2.0.CO;2)
- Mortelliti, A., Fagiani, S., Battisti, C., Capizzi, D., & Boitani, L. (2010). Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on forest-dependent birds. *Diversity and Distributions*, 16(6), 941–951. <http://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00701.x>
- Murcia, C., & Aronson, J. (2014). Intelligent Tinkering in Ecological Restoration. *Restoration Ecology*, 22(3), 279–283. <http://doi.org/10.1111/rec.12100>
- Murcia, C., & Kattan, G. (2009). Application of science to protected area management: overcoming the barriers. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 96(3), 508–520. <http://doi.org/10.3417/2008031>
- Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., da Fonseca, G., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858. <http://doi.org/10.1038/35002501>
- O’Dea, N., Araujo, M., & Whittaker, R. (2006). How well do Important Bird Areas represent species and minimize conservation conflict in the tropical Andes? *Diversity and Distributions*, 12(2), 205–214. <http://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00235.x>
- Ocampo, N., & Pimm, S. (2014). Setting Practical Conservation Priorities for Birds in the Western Andes of Colombia. *Conservation Biology*, 0(0), 1–11. <http://doi.org/10.1111/cobi.12312>
- Ocampo, N., & Pimm, S. (2015). Bird conservation would complement landslide prevention in the Central Andes of Colombia. *PeerJ*, 3, 1–16. <http://doi.org/10.7717/peerj.779>

- Olson, D., & Dinerstein, E. (2002). The Global 200: Priority Ecoregions for Global Conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 89(2), 199–224.
- Olson, D., Dinerstein, E., Wikramanayake, E., Burgess, N., Powell, G., Underwood, E., ... Kassem, K. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience*, 51(11), 933. [http://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2)
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. (2010). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010*. (O. de las N. U. para la A. y la Alimentación, Ed.). Roma, Italia. <http://doi.org/ISBN 978-92-5-106654-6>
- Orme, C. D. L., Davies, R. G., Burgess, M., Eigenbrod, F., Pickup, N., Olson, V. a, ... Owens, I. P. F. (2005). Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature*, 436(7053), 1016–9. <http://doi.org/10.1038/nature03850>
- Osorio, L., Mas, J., Guerra, F., & Maass, M. (2015). Análisis y modelación de los procesos de deforestación: un caso de estudio en la cuenca del río Coyoquilla, Guerrero, México. *Investigaciones Geográficas*, (88), 60–74.
- Pagdee, A., Kim, Y., & Daugherty, P. (2006). What Makes Community Forest Management Successful: A Meta-Study From Community Forests Throughout the World. *Society & Natural Resources*, 19(1), 33–52. <http://doi.org/10.1080/08941920500323260>
- Palacio, J., Verdú, J. R., Galante, E., Jiménez, D., & Olmos, G. (2007). Birds and fish as bioindicators of tourist disturbance in springs in semi-arid regions in Mexico: A basis for management. *Animal Biodiversity and Conservation*, 30(1), 29–41.
- Peng, C., Lee, K., & Ingersoll, G. (2002). An Introduction to Logistic Regression Analysis and Reporting. *The Journal of Educational Research*, 96(1), 3–14. <http://doi.org/10.1080/00220670209598786>
- Peralvo, M., Sierra, R., Young, K., & Ulloa, C. (2007). Identification of biodiversity conservation priorities using predictive modeling: An application for the equatorial pacific region of South America. *Biodiversity and Conservation*, 16(9), 2649–2675. <http://doi.org/10.1007/s10531-006-9077-y>
- Pérez, J. (2012). Regresión Logística. Retrieved February 21, 2017, from <https://estadisticaorquestainstrumento.wordpress.com/2012/12/14/tema-11-regresion-logistica/>
- Persha, L., Agrawal, A., & Chhatre, A. (2011). Social and Ecological Synergy: Local Rulemaking, Forest Livelihoods, and Biodiversity Conservation. *Science*, 331(6024), 1606–1608. <http://doi.org/10.1126/science.1199343>
- Pierce, S., Cowling, R., Knight, A., Lombard, A., Rouget, M., & Wolf, T. (2005). Systematic conservation planning products for land-use planning: interpretation for implementation. *Biological Conservation*, 125(4), 441–458. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.04.019>
- Pimm, S., Raven, P., Peterson, A., Sekercioglu, C., & Ehrlich, P. (2006). Human impacts on the rates of recent, present, and future bird extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103(29), 10941–10946. <http://doi.org/10.1073/pnas.0604181103>
- Pizano, C., & García, H. (Eds.). (2014). *El bosque seco tropical en Colombia*. Bogotá

- D.C., Colombia: Instituto Alexander von Humboldt.
- PNN. (2009). Serranía de los Yariguíes. Retrieved June 11, 2017, from <http://www.parquesnacionales.gov.co/portal/es/parques-nacionales/parque-nacional-natural-serrania-de-los-yariguies/>
- PNUD. (2011). *Colombia rural. Razones para la esperanza*. Bogotá D.C., Colombia: Informe Nacional de Desarrollo Humano - PNUD.
- Porter, L., Ellis, E., Guariguata, M., Ruiz, I., Negret, S., & Reyes, V. (2012). Community managed forests and forest protected areas: An assessment of their conservation effectiveness across the tropics. *Forest Ecology and Management*, 268, 6–17. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.05.034>
- Pradhan, B. (2010). Remote sensing and GIS-based landslide hazard analysis and cross-validation using multivariate logistic regression model on three test areas in Malaysia. *Advances in Space Research*, 45(10), 1244–1256. <http://doi.org/10.1016/j.asr.2010.01.006>
- Proaves, F. (2009). Plan para la conservación de las aves migratorias en Colombia. *Conservación Colombiana*, 11(1), 154.
- Putz, F. E., Zuidema, P. A., Synnott, T., Pe??a-Claros, M., Pinard, M. A., Sheil, D., ... Zagt, R. (2012). Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: The attained and the attainable. *Conservation Letters*, 5(4), 296–303. <http://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00242.x>
- Ramirez, J., Cuesta, F., Devenish, C., Peralvo, M., Jarvis, A., & Arnillas, C. (2014). Using species distributions models for designing conservation strategies of Tropical Andean biodiversity under climate change. *Journal for Nature Conservation*, 22(5), 391–404. <http://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.03.007>
- Rands, M., Adams, W., Bennun, L., Butchart, S., Clements, A., Coomes, D., ... Vira, B. (2010). Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. *Science*, 329(5997), 1298–1303. <http://doi.org/10.1126/science.1189138>
- Renjifo, L. (1998). Especies de aves amenazadas y casi amenazadas de extinción en Colombia. In M. Chaves & N. Arango (Eds.), *Informe Nacional sobre el estado de la biodiversidad en Colombia 1997. Tomo I. Diversidad Biológica*. (pp. 416–426). Bogotá D.C., Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Pnuma, Ministerio del Medio Ambiente.
- Renjifo, L., Franco, A. M., Amaya, J. D., Kattan, G. H., & López, B. (2002). *Libro Rojo de Aves de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia*. Bogotá D.C., Colombia: de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Ministerio del Medio Ambiente.
- Renjifo, L. M. (1999). Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation composition changes forest in a subandean avifauna after long-term fragmentation. *Conservation Biology*, 13(5), 1124–1139.
- Renjifo, L. M., Amaya, Á. M., Burbano, J., Velásquez, J., & Press), (In. (2016). *Libro Rojo de Aves de Colombia Vol II: Ecosistemas abiertos, secos, insulares, acuáticos continentales, marinos, tierras altas del Darién y Sierra Nevada de Santa Marta y bosques húmedos del centro, norte y oriente del país*. Bogotá D.C., Colombia: Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt.

- Renjifo, L. M., Franco, A. M., Alvarez, M., Borja, R., Botero, J. E., Córdoba, S., ... Weber, W. (2000). *Estrategia para la conservación de las aves*. Bogotá D.C., Colombia: Instituto Alexander von Humboldt.
- Renjifo, L. M., Gómez, M. F., Velásquez, J., Amaya, Á. M., Kattan, G., Amaya, J. D., & Burbano, J. (2014). *Libro Rojo de Aves de Colombia, Volumen I: bosques húmedos de los Andes y la costa Pacífica*. Bogotá D.C., Colombia: Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt.
- Rivera, F., Oyama, K., Ríos, C., Solórzano, S., Navarro, A., & Arizmendi, M. (2013). Habitat characterization and modeling of the potential distribution of the Military Macaw (*Ara militaris*) in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(4), 1200–1215. <http://doi.org/10.7550/rmb.34953>
- Roberge, J.-M. (2006). *Umbrella species as a conservation planning tool- an assessment using resident birds in hemiboreal and boreal forests*. Uppsala, Suecia: Acta Universitatis Agriculturae Sueciae.
- Rodrigues, A., & Brooks, T. (2007). Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 38(1), 713–737. <http://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095737>
- Rodríguez, N. (2011). *Deforestación y cambio en la cobertura del suelo en Colombia: dinámica espacial, factores de cambio y modelamiento*. Tesis Doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, España.
- Rodríguez, N., Armenteras, D., Molowny, R., & Retana, J. (2012). Patterns and Trends of Forest Loss in the Colombian Guyana. *Biotropica*, 44(1), 1–11.
- Rodríguez, N., Armenteras, D., Morales, M., & Romero, M. (2006). *Ecosistemas de los Andes colombianos* (Segunda ed). Bogotá D.C., Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Rodríguez, N., Armenteras, D., & Retana, J. (2012). Land use and land cover change in the Colombian Andes: dynamics and future scenarios. *Journal of Land Use Science*, 8(2), 1–21. <http://doi.org/10.1080/1747423X.2011.650228>
- Rodríguez, N., Armenteras, D., & Retana, J. (2013). Effectiveness of protected areas in the Colombian Andes: Deforestation, fire and land-use changes. *Regional Environmental Change*, 13(2), 423–435. <http://doi.org/10.1007/s10113-012-0356-8>
- Rojas, Y. (2014). *La historia de las áreas protegidas en Colombia, sus firmas de gobierno y las alternativas para la gobernanza*. Bogotá D.C., Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Romero, M., & Acosta, A. (Eds.). (2012). *Conocimiento científico permeando la Política Ambiental*. Bogotá D.C., Colombia: Pontificia Universidad Javeriana, Conservación Internacional. <http://doi.org/10.13140/RG.2.1.1425.5523>
- Rondinini, C., Wilson, A., Boitani, L., Wilson, K., Boitani, L., Grantham, H., & Possingham, H. (2006). Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology Letters*, 9(10), 1136–1145. <http://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00970.x>
- RStudio. (2016). RStudio. Retrieved March 16, 2017, from <https://www.rstudio.com/products/rstudio/features/>
- Rudas, G., Marcelo, D., Armenteras, D., Delgado, L. C., & Sarmiento, A. (2007).

- Biodiversidad y actividad humana: relaciones en ecosistemas de bosque subandino en Colombia.* Bogotá D.C., Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Rudel, T. K., Defries, R., Asner, G. P., & Laurance, W. F. (2009). Changing drivers of deforestation and new opportunities for conservation. *Conservation Biology*, 23(6), 1396–1405. <http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01332.x>
- Ryall, K., & Fahrig, L. (2005). Habitat loss decreases predator-prey ratios in a pine-bark beetle system. *Oikos*, 110(2), 265–270. <http://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13691.x>
- Sáenz, H. (2011). Mondoñedo: de desierto a bosque frondoso. Retrieved June 9, 2017, from <http://www.unperiodico.unal.edu.co/dper/article/mondonedo-de-desierto-a-bosque-frondoso.html>
- Sahagún, F. (2012). *Dinámica espacio-temporal de las transformaciones en la cobertura vegetal y el cambio de uso de suelo en la Sierra Madre Oriental de San Luís Potosí y sus efectos potenciales sobre la distribución de la avifauna.* Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.
- Salazar, I. (2010). *Geografía económica de la región Andina Oriental.* Banco de la República, Centro de Estudios Económicos Regionales.
- Sánchez, A. (2014). *Spatial dynamics and drivers of land use and land cover change in Colombia: implications for biodiversity conservation.* Universidad de Puerto Rico, Puerto Rico.
- Sanchez, A., & Aide, M. (2013). Identifying hotspots of deforestation and reforestation in Colombia (2001-2010): implications for protected areas. *Ecosphere*, 4(11), 1–20. <http://doi.org/dx.doi.org/10.1890/ES13-00207.1>
- Sánchez, A., Aide, T., Clark, M., & Etter, A. (2012). Land cover change in Colombia: surprising forest recovery trends between 2001 and 2010. *PloS One*, 7(8), 1–14. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0043943>
- Sarkar, S., Pressey, R. L., Faith, D. P., Margules, C. R., Fuller, T., Stoms, D. M., ... Andelman, S. (2006). Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources*, 31(1), 123–159. <http://doi.org/10.1146/annurev.energy.31.042606.085844>
- Schmiegelow, F., & Mönkkönen, M. (2002). Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: Avian perspectives from the boreal forest. *Ecological Applications*, 12(2), 375–389. <http://doi.org/10.2307/3060949>
- Schnell, J., Harris, G., Pimm, S., & Russell, G. (2013). Estimating extinction risk with metapopulation models of large-scale fragmentation. *Conservation Biology*, 0(0), 1–11. <http://doi.org/10.1111/cobi.12047>
- Schrott, G., With, K., & King, W. (2005). On the importance of landscape history for assessing extinction risk. *Wiley on Behalf of the Ecological Society of America*, 15(2), 493–506.
- Şekercioğlu, C. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(8), 464–471. <http://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>
- Şekercioğlu, Ç., Daily, G., Ehrlich, P., Daily, G., & Ehrlich, P. (2004). Ecosystem consequences of bird declines. *National Academy of Sciences*, 101(52), 18042–

18047.

- Soares-Filho, B., Coutinho, G., & Lopes, C. (2002). DINAMICA - A stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, 154(3), 217–235.  
[http://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00059-5](http://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00059-5)
- Soares-Filho, B., Rodrigues, H., & Costa, W. (2009). *Modelamiento de Dinámica Ambiental con Dinamica EGO*. (Centro de Sensoriamento Remoto - Universidade Federal de Minas Gerais, Ed.). Belo Horizonte, Brasil.
- Soares, B., Corradi, L., Coutinho, G., & Leite, W. (2003). Simulating the spatial patterns of change through the use of the dinamica model. *Anais XI SBSR*, (5), 721–728.
- Sodhi, N. S., Sekercioglu, C. H., Barlow, J., & Robinson, S. K. (2011). *The State of Tropical Bird Biodiversity. Conservation of Tropical Birds* (Primera Ed). Blackwell Publishing Ltd.
- Stattersfield, A., Crosby, M., Long, A., & Wege, D. (1998). *Endemic Bird Areas of the World - Priorities for Biodiversity Conservation*. Cambridge, Reino Unido: BirdLife International.
- Stephens, S., Koons, D., Rotella, J., & Willey, D. (2003). Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: A review of the evidence at multiple spatial scales. *Biological Conservation*, 115(1), 101–110. [http://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00098-3](http://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00098-3)
- Tamayo, J., & Cruz, L. (2015). Composición y estructura aviar en dos parches de bosque seco en el valle del Cauca. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 19(1), 125–146. <http://doi.org/10.17151/bccm.2015.19.1.9>
- Thomassen, H. A., Buermann, W., Milá, B., Graham, C., Cameron, S., Schneider, C., ... Smith, T. (2010). Modeling environmentally associated morphological and genetic variation in a rainforest bird, and its application to conservation prioritization. *Evolutionary Applications*, 3(1), 1–16. <http://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2009.00093.x>
- UICN. (2012). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN*. Gland, Suiza: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.
- UNODC. (2008). *Monitoreo de cultivos de coca 2008*. Bogotá D.C., Colombia: United Nations Office for Drug and Crime.
- Vale, M. (2007). *Avian distribution patterns and conservation in Amazonia*. Duke University, Durham, Estados Unidos.
- Vale, M., Cohn, M., Bergen, S., & Pimm, S. (2008). Effects of climate change on species distribution, community structure, and conservation of birds in protected. *Conservation Biology*, 22(4), 1006–1015. <http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00939.x>
- Valencia, I., & Armenteras, D. (2004). Habitat and Distribution Model of the Horned Lark (*Eremophila alpestris peregrina*) in the Altiplano of Cundinamarca and Boyacá, Colombia. *Ornitología Colombiana*, (2), 25–36.
- Vargas, C. (2010). Derecho Ambiental, principios rectores. Retrieved February 26, 2017, from <http://www.gacetajudicial.com.do/derecho-ambiental/principios-rectores-derecho-ambiental1.html>

- Vásquez, J., & Andrade, G. (2016). El paisaje protegido, pieza faltante en el Sistema de Áreas Protegidas de Colombia. *Biodiversidad En La Práctica - Documentos de Trabajo Del Instituto Humboldt*, 1(1), 128–146.
- Velásquez, J., & López, H. (2006). Análisis de omisiones y prioridades de conservación para los loros amenazados de Colombia. *Conservación Colombiana*, 1, 58–66.
- Velásquez, J., Ruíz, J. M., Guerrero, F., Delgado, D. P., Ocaña, E., Daza, A., ... Silva, N. (2015). *Proyecto corredor norandino: Evaluación del papel de los bosques de roble y un sistema de áreas protegidas en la conservación de aves amenazadas*. Bogotá D.C., Colombia: American Bird Conservancy.
- Velasquez, J., Salaman, P., & Graham, C. (2013). Effects of climate change on species distribution, community structure, and conservation of birds in protected areas in Colombia. *Regional Environmental Change*, 13(2), 235–248. <http://doi.org/10.1007/s10113-012-0329-y>
- Velásquez, J., Salaman, P., & Graham, C. (2013). Effects of climate change on species distribution, community structure, and conservation of birds in protected areas in Colombia. *Regional Environmental Change*, 13(2), 235–248. <http://doi.org/10.1007/s10113-012-0329-y>
- Vellend, M., Verheyen, K., Jacquemyn, H., Kolb, A., Van Calster, H., Peterken, G., & Hermy, M. (2006). Extinction debt of forest plants persists for more than a century following habitat fragmentation. *Ecology*, 87(3), 542–548. <http://doi.org/10.1890/05-1182>
- Venter, O., Fuller, R., Segan, D., Carwardine, J., Brooks, T., Butchart, S., ... Watson, J. (2014). Targeting Global Protected Area Expansion for Imperiled Biodiversity. *PLoS Biology*, 12(6). <http://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001891>
- Vilalta, C. (2005). Cómo enseñar autocorrelación espacial. *Economía, Sociedad Y Territorio*, 5(18), 323–333.
- Walsh, J., Sánchez, G., & Salinas, Y. (2008). *La aspersión de cultivos de uso ilícito en Colombia: una estrategia fallida*. Washington, DC, Estados Unidos: Oficina en Wasington para asuntos Latinoamericanos (WOLA).
- Wassenaar, T., Gerber, P., Verburg, P., Rosales, M., Ibrahim, M., & Steinfeld, H. (2007). Projecting land use changes in the Neotropics: The geography of pasture expansion into forest. *Global Environmental Change*, 17(1), 86–104. <http://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.03.007>
- Watson, J., Whittaker, R., & Dawson, T. (2004). Avifaunal responses to habitat fragmentation in the threatened littoral forests of south-eastern Madagascar. *Journal of Biogeography*, 31(11), 1791–1807. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2004.01142.x>
- Wenny, D., DeVault, T., Johnson, M., Kelly, D., Sekercioglu, C., Tomback, D., & Whelan, C. (2011). The need to quantify ecosystem services provided by birds. *The Auk*, 128(1), 1–14. <http://doi.org/10.1525/auk.2011.10248>
- Wiegand, T., Revilla, E., & Moloney, K. A. (2005). Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. *Conservation Biology*, 19(1), 108–121. <http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00208.x>
- Willis, K. J., Araújo, M. B., Bennett, K. D., Figueroa-Rangel, B., Froyd, C. A., Myers, N.,

...

- Beerling, D. J. (2007). How can a knowledge of the past help to conserve the future? Biodiversity conservation and the relevance of long-term ecological studies. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 362(1478), 175–86. <http://doi.org/10.1098/rstb.2006.1977>
- Wilson, K., Evans, M., Di Marco, M., Green, D., Boitani, L., Possingham, H., ... Rondinini, C. (2011). Prioritizing conservation investments for mammal species globally. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, (366), 2670–2680.
- Wright, S. (2010). The future of tropical forests. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1195, 1–27. <http://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05455.x>
- Yang, X., Skidmore, A., Melick, D., Zhou, Z., & Xu, J. (2006). Mapping non-wood forest product (matsutake mushrooms) using logistic regression and a GIS expert system. *Ecological Modelling*, 198(1–2), 208–218. <http://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.04.011>
- Zavala, M., Díaz, R., Purves, D., Zea, G., & Urbieto, I. (2006). Modelos espacialmente explícitos. *Ecosistemas*, 15(3), 88–99. <http://doi.org/10.1073/pnas.0703993104>

## **10. Anexos**

Anexo 1. Generalidades de la ecología de las aves amenazadas y casi amenazadas de los bosques húmedos y secos de la cordillera Oriental colombiana.

Anexo 2. Corrección de las capas del IDEAM y modelaciones en DINAMICA EGO

Anexo 3. Análisis estadísticos

Anexo 4. Persistencia, ganancia y pérdida de coberturas boscosas naturales en la cordillera Oriental, en las regiones y en el área de distribución de cada ave

Anexo 5. Tamaño poblacional y área de ocupación de las aves

Anexo 6. Recomendaciones de conservación y manejo para cada una de las aves