

EVALUACIÓN DE LA AVIFAUNA ASOCIADA A DOS TIPOS DE RESTAURACIÓN EN LA ZONA DE INFLUENCIA DE LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA MIEL I, (CALDAS) COLOMBIA

RAUL FERNANDO GIL OSPINA.

Biólogo Universidad de Caldas, Estudiante maestría en Desarrollo sostenible y medio ambiente. Universidad de Manizales. rafergil@gmail.com

RESUMEN

Se evaluaron dos estrategias una pasiva y otra activa en la restauración de la diversidad de la avifauna en la zona de influencia de la Central Hidroeléctrica Miel I, Caldas, Colombia. El estudio se realizó en tres tipos de ecosistemas, un bosque control, una restauración pasiva y una activa entre los meses de marzo y diciembre de 2014, para esto se escogieron dos sitios por cada tipo de ambiente. Se determinó la riqueza, abundancia y composición de las aves por medio de redes de niebla y puntos de conteo. La diversidad se estimó en términos de número efectivo de especies, la comparación se hizo mediante un ANOSIM y las abundancias se compararon por medio de un análisis de varianza anidada de una vía (ANOVA). La diversidad de aves fue mayor en el bosque control por el método de redes de niebla. En cambio, el mayor valor de este atributo por el método de conteo por puntos se dio en la restauración activa. El destinar zonas para la conservación de la fauna y flora, y la restauración de áreas degradadas por medio de acciones pasivas o activas como las que describe este estudio, parecen ayudar a la disminución de la afectación por estas obras y a la preservación de especies, especialmente a las que se encuentran en riesgo de extinción. La restauración activa fue la que tuvo mayor contribución a la conservación de la avifauna aún se encuentran en este tipo de ecosistema y se puede mitigar en mayor medida el impacto de obras que alteran los ambientes naturales.

Palabras clave: Restauración activa, restauración pasiva, bosque control, diversidad, aves, conservación, Central hidroeléctrica Miel I.

EVALUATION OF AVIFAUNA ASSOCIATED TO TWO TYPES OF RESTORATION IN THE AREA OF INFLUENCE OF THE HYDROELECTRIC CENTRAL MIEL I, (CALDAS) COLOMBIA

ABSTRACT

Two strategies were evaluated, both passive and active, in the restoration of avifauna diversity in the area of influence of the Hydroelectric Central Miel I, Caldas, Colombia. The study was carried out in three types of ecosystems, a control forest, a passive restoration and one active between the months of March and December 2014, for which two sites were chosen for each type of environment. The richness, abundance and composition of the birds were determined by means of fog nets and counting points. Diversity was estimated in terms of effective number of species, comparison was made by ANOSIM and abundance were compared using a one-way nested Analysis of Variance (ANOVA). Bird diversity was higher in the control forest by the fog net method. In contrast, the highest value of this attribute by the method of counting by points was given in the active restoration. Areas for the conservation of fauna and flora and the restoration of degraded areas by means of passive or active actions, such as those described in this study, seem to help reduce the impact of these works and the preservation of species, especially to those at risk of extinction. The active restoration was the one that had greater contribution to the conservation of the avifauna still found in this type of ecosystem and can be mitigated to a greater extent the impact of works that alter the natural environments.

Key words: Active restoration, passive restoration, control forest, diversity, birds, conservation, Hydroelectric Central Miel I.

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, la destrucción de los ecosistemas especialmente de los bosques tropicales, ha generado la pérdida de biodiversidad y extinción de especies (Leyequién, Hernández-Stefanoni, Santamaría-Rivero, Dupuy-Rada & Chable-Santos, 2014; Wright & Muller-Landau, 2006). Esta disminución y degradación de los ecosistemas se debe principalmente al reemplazo de miles de hectáreas de coberturas vegetales nativas por sistemas de producción e infraestructura (Durán & Kattan, 2005; Mendoza, Lozano-Zambrano & Kattan, 2006; Shankar Raman, & Sukumar, 2002;). En numerosas ocasiones estas tierras son abandonadas después de su uso, lo que permite la sucesión vegetal natural (Durán & Kattan, 2005; Barlow, Mestre, Gardner & Peres, 2007). Este proceso da origen a paisajes que a manera de un mosaico, presentan bosques maduros y bosques secundarios de diversos tamaños, los cuales persisten como fragmentos aislados en matrices antropizadas (Wright, 2005; Mendoza et al., 2006).

Una alternativa para incrementar la cobertura boscosa dentro de paisajes agrícolas es la reforestación (estrategia activa de restauración), lo que permite a las zonas deforestadas tener una mayor velocidad de recuperación de las coberturas boscosas. Con este tipo de estrategia se originan paisajes heterogéneos que combinan varios tipos de coberturas con una estructura vegetal compleja (Powell et al., 2015). Durante las últimas décadas, se ha estudiado el valor de las zonas reforestadas para la conservación de la biodiversidad (Barlow et al., 2007; Barlow et al., 2012; Leyequién et al., 2014; Wright & Muller-Landau, 2006). En particular, las aves han sido consideradas como un buen indicador para la evaluación de los impactos de estas estrategias sobre la diversidad (Barlow et al., 2012). Diversos estudios en el trópico y en Colombia han registrado que la diversidad de aves en las reforestaciones es inferior a la registrada en bosques nativos, lo cual limita el valor de estos hábitats o estrategia de restauración (Barlow, 2012; Blake & Loiselle 2001; Durán & Kattan, 2005; Vallestad, 2010).

La restauración ecológica de ambientes cumple un papel fundamental, ya que puede servir para detener la pérdida de biodiversidad en una región o como medida de compensación ambiental (Moilanen, van Teeffelen, Ben-Haim & Ferrier, 2009). La

restauración ecológica consiste en promover la regeneración de ecosistemas que han sido alterados para que recuperen su estado inicial o permitan mantener en el tiempo las dinámicas internas sin necesidad de asistencia adicional (Clewell, Aronson & Winterhalder, 2004; Murcia & Pineda, 2008). Una de las estrategias para la protección de los suelos en áreas asociadas con el aprovechamiento de los recursos hídricos ha sido la implementación de plantaciones forestales (restauración activa) con especies nativas e introducidas (Durán y Kattan, 2005; Murcia, 1997; Salazar et al., 2010).

En la región Andina de Colombia el paisaje natural ha sido transformado por la agricultura, ganadería, obras de infraestructura y asentamientos humanos (Cortés, 2010; Etter & Wyngaarden, 2000; Jiménez-Segura et al., 2014). Los patrones de deforestación en la zona del Valle del Magdalena medio se han mantenido desde la década de los 70's, esta presión ha variado de acuerdo a procesos sociopolíticos y económicos que hacen de esta, una zona altamente dinámica en cuanto a la ocupación del suelo (Cortés, 2013). La destrucción de los remanentes boscosos tuvo un aumento marcado hasta los años 90 y una recuperación de los ambientes en la primera década del presente siglo por el abandono de tierras gracias el conflicto armado (Cortés, 2013). Por esta dinámica de intervención en la zona, los bosques maduros remanentes no superan el 0,15% del área original. Es por esto que esta investigación aporta al conocimiento básico en los procesos de restauración que se usan en la actualidad, por lo cual es crucial identificar estrategias que permitan la conservación y recuperación de los ecosistemas terrestres y permitan un desarrollo sustentable a nivel regional y nacional (Padilla, 2016).

Adicionalmente, en esta región se desarrollan proyectos de generación hidroeléctrica sobre las vertientes de los ríos Cauca y Magdalena. Estos proyectos han generado diversos impactos sobre los ambientes acuáticos y terrestres, además de alteraciones de las dinámicas de los ecosistemas asociados a estas obras (Jiménez-Segura et al., 2014; González & Palacios, 2007). Por otra parte, algunas áreas de la influencia de estos proyectos, han sido protegidas (restauración pasiva) o reforestadas (restauración

activa) dentro de los programas ambientales que se desarrollan por parte de las empresas vinculadas con la generación hidroeléctrica. Lastimosamente, poco se conoce acerca del efecto sobre la biodiversidad que tienen estas estrategias de restauración ecológica.

Un caso puntual lo constituye la zona de influencia de la hidroeléctrica La Miel I, ubicada en el departamento de Caldas, en donde se ha incorporado la estrategia de restauración ecológica activa y pasiva, desde el año 1992, no obstante, su aporte a la restauración no se ha evaluado. Por consiguiente, con el fin de evaluar los efectos de la restauración ecológica, se propone utilizar como grupo indicador las aves. Esta investigación se enmarca en el monitoreo de la avifauna adelantado por la Universidad de Caldas en los predios productivos de ISAGEN para la central Hidroeléctrica Miel I y el trasvase del río Manso.

METODOLOGÍA

Área de estudio: El muestreo se realizó en la zona de influencia del embalse Amaní y el trasvase del río Manso (N 5° 33', O 74° 54', 450 m.s.n.m.) propiedad de ISAGEN, ubicado en el flanco Oriental de la cordillera Central de Colombia, entre los municipios de Norcasia, Samaná y Victoria. A una altura que oscila entre 400 y 800 metros de elevación, con una temperatura de 25,5°C y una precipitación promedio anual de 5500 mm (ISAGEN, 2001; ISAGEN, 2003). Aunque se presentan lluvias todo el año, tiene un régimen bimodal de dos períodos lluviosos con mayor precipitación (>340 mm/mes), el primero de abril a mayo y el segundo de septiembre a diciembre; al igual que dos períodos de menor lluvias, uno de enero a marzo y el segundo de junio a agosto (Cardona, David & Hoyos, 2010).

Posee un área aproximada de 2527 ha en zonas boscosas en regeneración y bosques maduros, tiene un relieve montañoso, ligeramente quebrado, con pendientes fuertes, altas y escarpadas (Andrade, Valderrama, Vanegas & Gonzáles, 2013; Cardona et al., 2010). Según el sistema de clasificación de formaciones vegetales de Holdridge (1978),

se encuentra en la zona de vida Bosque húmedo tropical (bh-T). En el año 1992, que inició el proyecto de la central hidroeléctrica Miel I para la protección de los recursos hídricos de la región, se estableció un programa para la protección de los suelos (Andrade et al., 2013).

Se seleccionaron dos sitios para cada uno de los tres tipos de bosque en los que se realizaron las comparaciones de la avifauna (Tabla 1), estos fueron definidos con base en lo establecido por el IDEAM (2010) de la siguiente manera (Fig. 1):

Bosque Control (BC), es un sitio constituido por una comunidad vegetal dominada por elementos arbóreos en avanzado estado de sucesión, con un dosel continuo superior a 30 metros. Se caracteriza por la presencia de palmas y especies propias de bosques maduros de la región -e.g., *Virola sebifera*, *Euterpe precatoria*, *Welfia regia*, *Chrysohyllum argenteum* y *Pleurothyrium* sp.- (ISAGEN, 2014a).

Restauración Activa (RA), es un bosque plantado con especies forestales nativas (*Cariniana pyriformis* y *Cedrela odorata*) y una especie foránea (*Gmelina arborea*) al cual no se le ha hecho manejo. El sitio cuenta con un dosel continuo con árboles de hasta 40 metros de altura y un sotobosque denso. En este es común la presencia de epífitas vasculares que evidencian su avanzada edad (ISAGEN, 2014b).

Restauración Pasiva (RP), es un bosque producto de la sucesión natural que se originó sobre áreas de pastos y cultivos abandonados. Presenta un dosel continuo con árboles de hasta 30 metros de altura y dominado por especies pioneras de la sucesión natural – e. g. *Cespedezia spatulata*, *Vismia macrophylla*, *Jacaranda copaia*- (ISAGEN, 2014b). En la Tabla 1 se describen los diferentes tipos de bosque comparados.

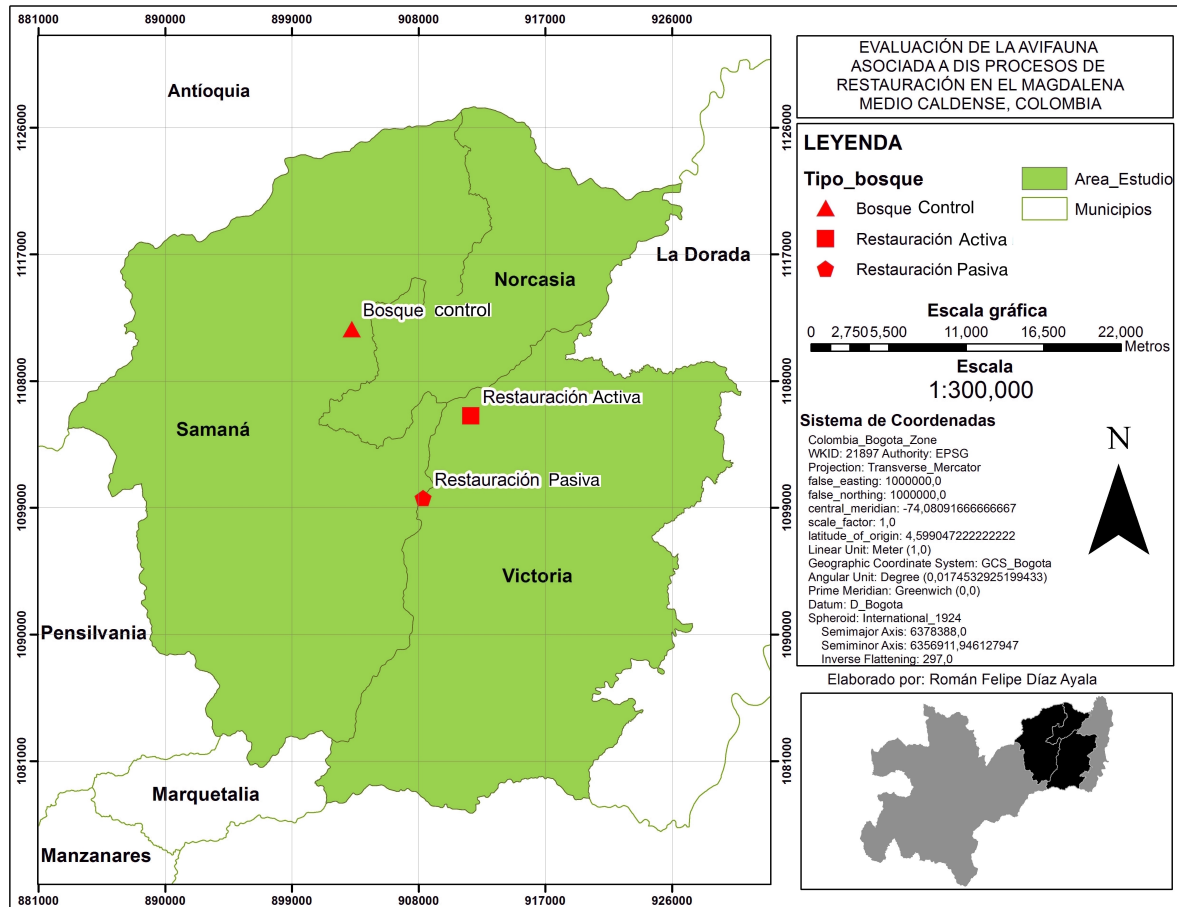


Figura 1. Mapa de ubicación de los puntos de muestreo. Fuente: Román Felipe Díaz.

Tabla 1. Tipos de bosque en el área de influencia del Embalse Amaní y trasvase del río Manso. El área correspondiente a Traslase 1 y 2 (Bosque control) supera los límites de propiedad de ISAGEN. La edad y el tamaño de los bosques son valores aproximados.

Localidad/ municipio	Coordenadas	Tipo bosque	Área (ha)	Edad (Años)
Traslase 1 (Samaná)	N 5° 36,5' O 74° 57,3'	BC	2000	> 100
Traslase 2 (Samaná)	N 5° 36,6' O 74° 56,4'			> 100
El Tigre (Victoria)	N 5° 33,2' O 74° 52,6'	RA	830	30
La Clara (Norcasia)	N 5° 34,5'		169	30

Localidad/ municipio	Coordenadas	Tipo bosque	Área (ha)	Edad (Años)
La Campiña (Samaná)	O 74° 52'	RP	179	25
	N 5° 30'			
Santa Bárbara (Norcasia)	O 74° 54,5'			
	N 5° 34.2'		232	28
	O 74° 56,5'			

Recolección de datos: Para establecer la riqueza, abundancia y composición de la avifauna en cada tipo de bosque se emplearon dos técnicas de muestreo complementarias ampliamente utilizadas en el trópico, redes de niebla y puntos de conteo de radio fijo (Barlow et al., 2007). Los muestreos tuvieron lugar en el año 2014 durante los períodos de: Lluvias, (abril, mayo, octubre y noviembre), seco (junio, julio y agosto) y transición (marzo, septiembre y diciembre). Para aves difíciles de identificar, asociadas a sotobosque y especies crípticas, se establecieron seis puntos de captura en total por muestreo, con cinco redes de niebla (12 x 2 m x 3 cm) ubicadas aleatoriamente en cada sitio y abiertas durante tres días consecutivos. Estas fueron extendidas entre las 6:15 y las 12:30 h y se revisaron cada 30 minutos, se cerraron en condiciones de lluvia o alta temperatura para evitar la muerte de individuos. Las aves capturadas fueron identificadas con base en las guías de aves neotropicales residentes y migratorias (Hilty & Brown, 1986; Restall, Rodner & Lentino, 2006; McMullan, Donegan & Quevedo, 2010). Se utilizó una marca temporal para evitar conteos y después de identificadas fueron liberadas en la misma área de captura. Se tuvo un esfuerzo de captura de 317 horas-red para el bosque Control, 447 para la restauración pasiva y 359 para la restauración activa.

En el método de conteo por puntos con radio fijo (Barlow et al., 2007; Bibby, Burgess & Hill, 2000), se registraron todas las especies de aves observadas y escuchadas durante 15 minutos dentro de una circunferencia con radio de 25 m y con una distancia mínima de entre puntos de 150 metros. En cada tipo de hábitat se realizaron tres réplicas de una serie de ocho puntos de conteo (24 puntos de conteo por clase de bosque). Los

conteos se llevaron a cabo desde las 06:30-12:30 h (los horarios fueron modificados solo si las condiciones ambientales eran adversas para realizar los conteos). Las vocalizaciones desconocidas fueron grabadas (grabadora Tascam DR 05 y un micrófono unidireccional) y posteriormente comparadas con bases de cantos para determinar la especie (Álvarez, Caro, Laverde & Cuervo, 2007; Xeno-canto Foundation, 2012; Boesman, 2012). Se tuvieron en cuenta para los análisis las especies en las que se tenía certeza taxonómica. La nomenclatura y arreglo taxonómico se realizó siguiendo a Remsen et al., (2015).

Análisis de datos: Los métodos de muestreo se trataron de manera separada ya que cada metodología tiene limitaciones propias y una tasa de detección diferente (Barlow et al., 2007). Las comparaciones se hicieron mediante:

La diversidad se estimó en términos de número efectivo de especies (qD ; Jost, 2006):

$${}^qD = \left(\sum_{i=1}^s p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

Donde p_i es la abundancia relativa (abundancia proporcional), S es el número de especies y q es el orden de la diversidad. Cuando $q = 0$ se obtiene la riqueza, la cual, está definida por la incidencia de las especies raras en el muestreo (representadas por un individuo o dos individuos). Cuando $q \approx 1$ se obtiene la diversidad típica. Finalmente, cuando $q = 2$, el valor de diversidad indicará el número efectivo de especies más abundantes en el muestreo (Moreno et al., 2011).

La comparación de la diversidad (qD) se realizó bajo la misma cobertura de muestreo (\hat{C}_m), la cual, indica la proporción de la comunidad que está representada en el número de especies capturadas o registradas (Chao & Jost, 2012). Como criterio estadístico para comparar a qD se usaron los IC 95% de cada expresión de la diversidad (0D , 1D , 2D). La estimación de ${}^qD \pm$ IC 95% y la respectiva cobertura de muestreo (\hat{C}_m) se realizó con el paquete iNEXT de R versión 3.2.3 (Hsieh, Ma & Chao, 2015).

La comparación en la composición de la comunidad de aves entre los tres tipos de bosque se realizó con un análisis de similitud (ANOSIM), una prueba de permutación no-paramétrica. Este análisis fue hecho mediante distancia Bray-Curtis, una medida que ha sido usada para comparar las comunidades de aves (Barlow et al., 2007; Castaño-Villa, Estévez & Fontúrbel, 2014; Vallestad, 2010). La prueba fue realizada con el software PAST versión 3.11 (Hammer, Harper & Ryan, 2001).

Las abundancias fueron comparadas entre los muestreos ($n=6$ por tipo de bosque) se usó una prueba paramétrica análisis de varianza anidada (ANOVA), para ambas metodologías (Murcia, 1997; Castaño-Villa, Estévez, & Fontúrbel, 2014). La normalidad de los datos se evaluó mediante una prueba de Shapiro-Wilk y la homogeneidad de varianza por una prueba de Levene. A causa de que los datos obtenidos mediante puntos de conteo no se ajustaron al modelo normal, se realizó una transformación a logaritmo neperiano (LN). Las pruebas de normalidad y homogeneidad de varianza se realizaron con el software SPSS (IBM, 2013). La ANOVA anidada se realizó con el software Minitab (Minitab, 2014). Se reportaron los resultados que fueron estadísticamente significativos (nivel de confianza $\alpha=0,05$).

Se realizó un análisis no paramétrico de escalamiento multidimensional (MDS), con índice de similitud de Bray-Curtis en el cual se representa en un espacio geométrico de pocas dimensiones las proximidades existentes entre un conjunto de objetos en este caso la avifauna asociada a los tipos bosque evaluados (Barlow et al., 2007; Barlow et al., 2012), este análisis se realizó con el software PAST versión 3.11 (Hammer et al., 2001).

RESULTADOS

Se registraron un total de 164 especies pertenecientes a 36 familias. Para el bosque control se obtuvo registro de 117 especies de 32 familias, en la restauración activa se encontraron 106 especies de 27 familias, y para la restauración pasiva 88 especies de 28 familias (Anexo 1). La cobertura de muestreo para los tres tipos de bosque oscilo

entre el 83,79 y 94,51%. La mayor cobertura de muestreo se presentó para los puntos de conteo en Bosque control (Tabla 2). En cuanto a riqueza de especies observada, la mayor se obtuvo con puntos de conteo en el Bosque control, al contrario, la menor riqueza se presentó para redes de niebla en la Restauración pasiva (Tabla 2).

Tabla 2. Riqueza observada total y cobertura alcanzada (\hat{C}_m) para los métodos de redes de niebla y conteo por puntos en los tres tipos de bosque.

Tipo de bosque/Método	Redes		Puntos	
	Riqueza	\hat{C}_m (%)	Riqueza	\hat{C}_m (%)
Bosque control	72	87,28	90	94,51
Restauración activa	51	90,44	81	85,69
Restauración pasiva	36	89,62	68	83,79

Al comparar los tres tipos de bosque al mismo nivel de cobertura de muestreo (84%) por el método de redes de niebla, el bosque control difirió significativamente en los valores de riqueza (0D), diversidad típica (1D) y diversidad de las especies más abundantes (2D) en relación a ambas restauraciones. Por otra parte, la restauración pasiva presentó los menores valores de 0D , 1D y 2D , pero sólo difirió significativamente en la riqueza con respecto a la restauración activa (Fig.2A)

En el análisis de los puntos de conteo los valores de riqueza (0D), diversidad típica (1D) y diversidad de las especies más abundantes (2D) fueron mayores en la restauración activa, aunque no hubo diferencias significativas con respecto a la restauración pasiva, si las hubo con respecto al bosque control (Fig. 2B). En la Tabla 3 se presentan los valores de qD con sus intervalos de confianza para cada método en los diferentes tipos de bosque comparados.

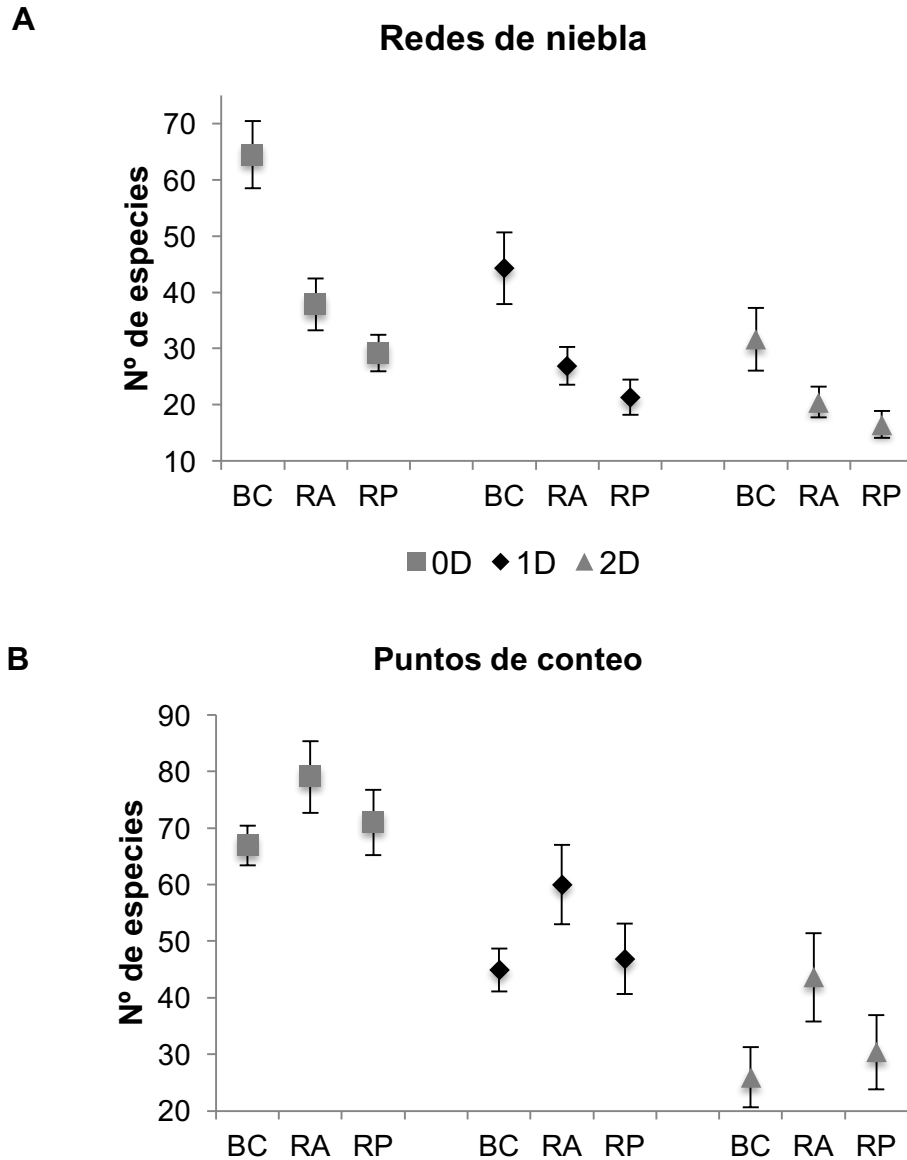


Figura 2. Riqueza (0D), diversidad de especies (1D) y diversidad de las especies más abundantes (2D), BC: Bosque control, RA: Restauración activa, RP: Restauración pasiva. **(A)** Redes de niebla en cada tipo de bosque. **(B)** Puntos de conteo. Los corchetes representan los intervalos de confianza al 95%.

Tabla 3. Valores de riqueza, diversidad típica y diversidad de las especies más abundantes (qD) por método de muestreo y tipo de hábitat (84% de cobertura del muestreo).

Método/	Bosque control	Restauración activa	Restauración pasiva
---------	----------------	---------------------	---------------------

Sitio	^o D	NCI	NCS	^o D	NCI	NCS	^o D	NCI	NCS
Redes									
⁰ D	64,45	58,5	70,41	37,8	33,18	42,41	29,23	25,97	32,48
¹ D	44,31	37,94	50,7	26,9	23,54	30,23	21,33	18,19	24,47
² D	31,67	26,11	37,24	20,47	17,75	23,18	16,45	14,08	18,83
Punto de conteo									
⁰ D	66,87	63,35	70,4	79,04	72,67	85,4	71	65,24	76,76
¹ D	44,92	41,13	48,72	60	53	67	46,86	40,63	53,08
² D	25,93	20,64	31,22	43,63	35,84	51,42	30,39	23,84	36,94

Nota. NCI= Intervalo de confianza inferior, NCS= Intervalo de confianza superior.

Al comparar la abundancia entre los tres tipos de hábitat por muestreo se encontraron diferencias para el método de redes de niebla (Media \pm DS fueron $39,16 \pm 9,19$ para el Bosque control; $36,5 \pm 4,96$ para la restauración activa y $22,33 \pm 6,25$ para la restauración pasiva; $F_{2,15}=9,93$; $p < 0,05$). Para los puntos de conteo no hubo diferencias entre los tipos de bosque (Media \pm DS fueron $4,05 \pm 0,81$ para el Bosque control; $3,45 \pm 0,45$ para la Restauración activa y $3,29 \pm 0,68$ para la Restauración pasiva; $F_{2,15}=2,18$; $p = 0,15$).

La composición de la avifauna entre los tres tipos de bosque fue significativamente diferente para el método de redes de niebla (ANOSIM $R=0,5$; $p < 0,05$; Anexo 2). Para puntos de conteo hubo diferencias entre el Bosque control y los dos tipos de restauración ($R=0,2$; $p < 0,05$ Bosque control y restauración activa; $R=0,35$; $p < 0,05$ Bosque control y restauración pasiva). De las 118 especies registradas en el Bosque control 41 fueron exclusivas. Mientras que de las 106 encontradas de la restauración activa 26 fueron únicas en este tipo de bosque, en el caso de la restauración pasiva de las 88 especies nueve fueron exclusivas de este ambiente.

El análisis de escalamiento multidimensional (MDS) los dos métodos de muestreo tienen comportamiento similar, en el caso de las redes de niebla (stress=0,24) los tres ambientes tienden a agruparse en zonas diferentes del plano, pero existe mayor similitud entre la restauración activa y pasiva (Fig. 3A). Para los puntos de conteo

(stress=0,32), la agrupación de los puntos es similar a lo encontrado por método de redes mostrando una mayor similitud las restauraciones (Fig. 3B).

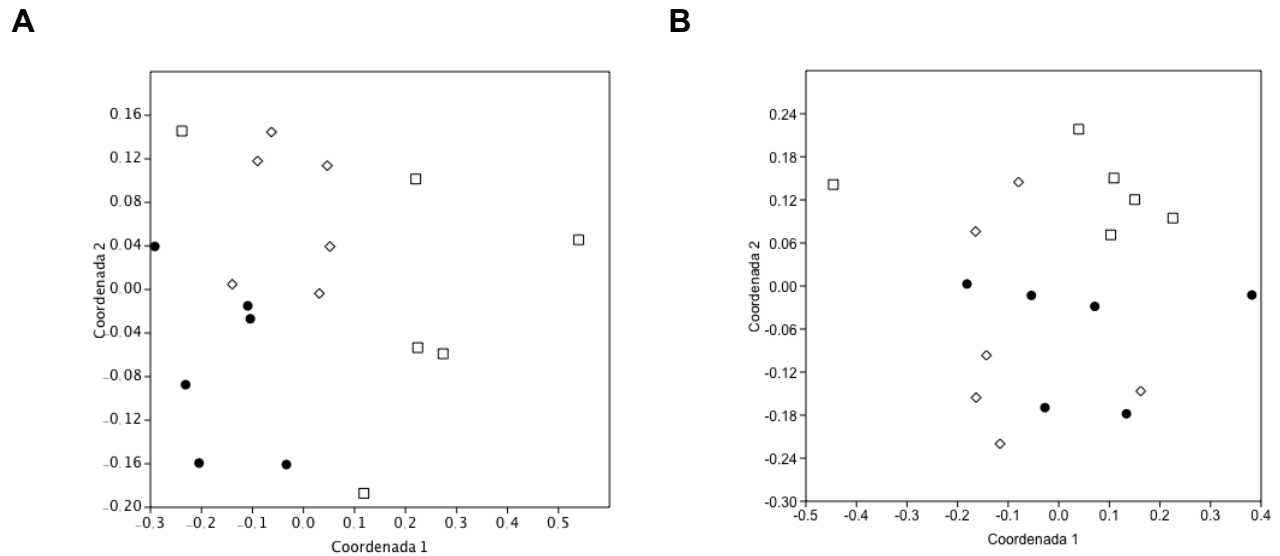


Figura 3. Ordenación del escalamiento multidimensional (MDS), los cuadrados corresponden al bosque control, los círculos negros a la restauración activa y los diamantes a la restauración pasiva. **(A)** Redes de niebla. **(B)** Puntos de conteo.

DISCUSIÓN

En términos generales existe mayor diversidad de especies asociadas al bosque control, esto concuerda con lo encontrado en otros estudios que evalúan bosques primarios en relación a plantaciones forestales o bosques secundarios (Barlow et al., 2007; Barlow et al., 2012; Petit & Petit, 2003). Así mismo la mayor riqueza y diversidad de especies por el método de redes de niebla en el bosque control, podría asociarse a una mayor presencia de aves insectívoras de sotobosque (24 especies), las cuales presentan mayor diversidad en hábitats poco perturbados y con mayor diversidad estructural de la vegetación (Antongiovanni & Metzger, 2005; Leyequién et al., 2014). Las dos características del hábitat antes mencionadas pueden influir negativamente en la riqueza de aves que se asocian a las restauraciones activa y pasiva.

En contraste a lo anterior, la mayor riqueza y diversidad en restauración activa y pasiva en relación al bosque control por el método de puntos puede estar dada por la aparición de especies que son frecuentes en sucesiones tempranas y están asociadas a la disponibilidad de frutos en bosques secundarios que es normalmente mayor que en bosques maduros lo cual puede favorecer la aparición de frugívoros los cuales tienden a desaparecer a medida que la sucesión avanza (Loiselle & Blake, 1991; Loiselle & Blake, 1992; Martin & Karr, 1986). Otra explicación de esta situación particular es el uso que hacen las aves del dosel medio en la mayor parte de los ambientes (Jayson & Mathew, 2003) que se ve incrementada por la oferta de frutos de especies pioneras en este estrato lo cual podría aumentar el número de especies registradas en los puntos (de la Peña-Domene, Martínez-Garza, Palmas-Pérez, Rivas-Alonso, & Howe, 2014).

Las diferencias en las abundancias y la composición de aves en los tres tipos de hábitat indican que estas restauraciones localizadas en bosques húmedos tropicales no han logrado alcanzar la meta de asemejarse al bosque nativo. Resultados similares han sido registrados en otros estudios de restauración (Barlow et al., 2007; Raman et al., 1998). Por otra parte, la heterogeneidad del paisaje de la región (bosques nativos y restaurados) podría tener un efecto positivo en la diversidad de las aves a nivel del paisaje (diversidad gama), ya que cada tipo de bosque aporta especies exclusivas, que incrementa la diversidad local de aves. Así mismo, algunas aves propias de bosque maduro fueron registradas en las restauraciones (e.g. *Tinamus major*, *Odontophorus gujanensis*, *Myrmeciza longipes*, *Gymnopithys leucaspis*, *Epinecrophylla fulviventris* y *Schiffornis turdina*). Por lo tanto, estos ambientes parecen no actuar como una barrera para este tipo de aves, lo cual puede a su vez favorecer su persistencia en la zona de estudio. Esto se puede deber, a que las especies raras que están restringidas a bosques maduros en ocasiones utilizan estos ambientes continuos al bosque (Borges, 2007; Blake & Loiselle, 2001; Vallestad, 2010).

Por otra parte, los atributos de diversidad encontrados en la restauración activa muestran valores cercanos a los del bosque, a pesar de las disimilitudes entre los sitios. En este sentido, la restauración activa fue el proceso de restauración que más se

asemeja al bosque control, y aunque no se alcance el mismo nivel de diversidad este es un ambiente propicio para albergar un alto número de especies de aves (Vallestad, 2010). Esto quizás se deba a que la reforestación activa presenta sotobosque, se encuentra cerca de bosques nativos y no ha sido manejada forestalmente, las cuales parecen ser características que favorecen el uso de este tipo de hábitat por las aves (Castaño et al., 2017; Nájera & Simoneti 2009). De igual manera, en la restauración activa se presentan aves insectívoras de sotobosque y en diversos estratos de la vegetación (38 especies, entre las que se destacan *M. longipes*, *G. leucaspis* y *Habia gutturalis*). Ya que estas aves en muchos casos son altamente dependientes del bosque maduro y en buen estado de conservación (Johnson, 2000; Vallestad, 2010), se podría sugerir que esta restauración no es adversa para este grupo de aves.

Uno de los mayores impactos originado por obras como las centrales hidroeléctricas es la pérdida de hectáreas de terrenos ya sean bosques o cultivos a causa de la inundación de terrenos, esto ocasiona uno de los mayores efectos sobre las comunidades de mamíferos y aves por ende la disminución del hábitat (Sally & McCartney, 2000). El destinar zonas para la conservación de la fauna y flora, y la restauración de áreas degradadas por medio de acciones pasivas o activas como las que describe este estudio, parecen ayudar a la disminución de la afectación por estas obras y a la preservación de especies, especialmente a las que se encuentran en riesgo de extinción como *T. major*, *O. gujanensis* y *H. gutturalis* (Casi amenazadas) y *Capito hypoleucus* y *Ramphastos ambiguus* que se encuentran en la categoría de Vulnerables (Andrade et al., 2013; Fisher, 2006; IUCN, 2012).

Debido a la destrucción acelerada de ecosistemas es necesario mantener los esfuerzos en restauración para garantizar la permanencia de la diversidad en zonas altamente intervenidas. El entendimiento de las estrategias de restauración ha ayudado a que se tomen cada vez mejores medidas para la conservación de especies, no sólo de aves sino de otros taxones. Por lo tanto, es relevante realizar estudios que evalúen el efecto de las estrategias implementadas para disminuir y mitigar el impacto de acciones

propiciadas por el ser humano. En este sentido, los hábitats restaurados pueden servir para reducir la pérdida de diversidad en una región (Moilanen et al., 2009).

Finalmente, a pesar de que no se evaluó la vulnerabilidad de las especies a la extinción, se registraron en total seis especies con algún grado de amenaza a nivel global (UICN, 2012), una con categoría En peligro (EN) *Clytoctantes alixii*, dos Vulnerables (VU) *C. hypoleucus* y *R. ambiguus* y tres Casi amenazadas (NT) *T. major*, *O. gujanensis* y *H. gutturalis*. Tres de estas especies fueron registradas en el Bosque control, cinco en la Restauración activa y dos en la Restauración pasiva (Anexo 1). Ambas restauraciones no parecen ser hábitats adversos para especies que se encuentran dentro de alguna categoría global de amenaza, por lo tanto, estos parecen aportar a la conservación de aves local y globalmente.

CONCLUSIONES

Ambas restauraciones aportan a la conservación de la avifauna local (albergan 125 especies de aves, algunas de ellas en estado de amenaza), pero ninguna de las restauraciones se asemeja al bosque control, por lo tanto, es necesario mantener bosques maduros para garantizar la continuidad de especies propias de bosque.

La restauración de tierras degradadas es una alternativa que se puede llevar a cabo en la que se puede disminuir el riesgo de extinción de algunas especies dependientes de bosque junto con un programa de protección de ecosistemas primarios.

Es de esperarse que grandes impactos se generen por obras como las hidroeléctricas, pero al formular un plan de manejo que incluya zonas para la protección se puede disminuir las presiones sobre la fauna, especialmente en una zona biodiversa como es el Magdalena medio.

La restauración que tuvo mayor contribución a la conservación de la avifauna fue la activa. En ella se registraron especies con mayor especificidad y requerimiento de

hábitat, lo cual sugiere que esta estrategia puede mitigar en mayor medida el impacto de obras que alteran los ambientes naturales.

Las restauraciones activas parecen no ser una barrera para las aves típicas de bosque, debido a esto la inversión necesaria para su implementación puede traer mayores beneficios ambientales que la restauración pasiva.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a ISAGEN, especialmente a Verónica Duque por permitir la utilización de los datos del monitoreo de fauna para la investigación. De igual manera, a la dirección del proyecto de Monitoreo de la Fauna vertebrada en predios productivos de ISAGEN ejecutado por la Universidad de Caldas y en cabeza de Beatriz Edilma Toro Restrepo y Mary Luz Bedoya Álvarez. A Andrés Henao Murillo, por su apoyo, colaboración y enseñanzas en campo. Al apoyo desde el principio de la realización de la propuesta a Bedir German Martínez Quintero y a Román Felipe Díaz por su colaboración. Finalmente, a los guías de campo y compañeros del proyecto los cuales brindaron valiosos aportes en el ejercicio de campo y que con su contribución se logró llevar a cabo este manuscrito.

LITERATURA CITADA

- Álvarez, M., Caro, V., Laverde, O., & Cuervo, A. M. (2007). Guía sonora de las aves de los Andes colombianos. *Instituto Alexander von Humboldt & Cornell Laboratory of Ornithology*.
- Andrade, G. I., Valderrama, E., Vanegas, H. A., & González, S. (2013). Regeneración del hábitat en áreas con presencia documentada de especies amenazadas. Una contribución a la conservación asociada a la operación del proyecto Central Hidroeléctrica Miel I, cordillera Central de Colombia, departamento de Caldas. *Biota Colombiana*, 14(2), 313-326.

- Antongiovanni, M., & Metzger, J. P. (2005). Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*, 122(3), 441-451.
- Barlow, J., Mestre, L. A. M., Gardner, T. A., & Peres, C. A. (2007). The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biol. Conserv*, 136, 212-231.
- Barlow, J., Gardner, T., Parry, L., Silveira, J. M., Louzada, J., & Peres, C. (2012). Quantifying biodiversity in Eucalyptus plantations and primary and secondary tropical forest: results from a multi-taxa comparison from the Brazilian Amazon. En J. A. Simonetti, A. Audrey & C. F. Estades. (Eds.), *Biodiversity conservation in agroforestry landscapes: Challenges and opportunities* (pp. 41-60). Santiago de Chile: Editorial Universitaria, S.A.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., & Hill, D. A. (2000). *Bird census techniques*. London, U.K: Academic Press.
- Blake, J. G., & Loiselle, B. A. (2001). Bird assemblages in second-growth and old-growth forests, Costa Rica: Perspectives from mist nets and point counts. *Auk*, 118 (2): 304- 326.
- Boesman, P. (2012). Birds of Colombia MP3 sound collection (1.0).
- Borges, S. H. (2007). Bird assemblages in secondary forests developing after slash-and-burn agriculture in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 23, 469-477.
- Cardona, N. F., David, H., & Hoyos, S. E. (2010). Flora de la Miel, Central Hidroeléctrica Miel I, Oriente de Caldas, Guía ilustrada. *ISAGEN-Universidad de Antioquia, Herbario Universidad de Antioquia (HUA), Medellín, Colombia*.
- Castaño-Villa, G. J., Estévez, J. V., & Fontúrbel, F. E. (2014). The role of native forest plantations in the conservation of Neotropical birds: the case of the Andean alder. *Journal for Nature Conservation*, 22(6), 547-551.
- Castaño-Villa, G. J., Estévez, J. V., Guevara, G. & Fontúrbel, F. E. (2017). Differential effects of native and exotic plantation on bird diversity: A global assessment. Symposium. The role of forests plantations in biodiversity conservation. 28TH INTERNATIONAL CONGRESS FOR CONSERVATION BIOLOGY. Cartagena, Colombia. 23 al 27 de julio de 2017.

- Catterall, C. P., Freeman, A. N., Kanowski, J., & Freebody, K. (2012). Can active restoration of tropical rainforest rescue biodiversity? A case with bird community indicators. *Biological Conservation*, 146(1), 53-61.
- Catterall, C. P., Kanowski, J., & Wardell-Johnson, G. W. (2008). Biodiversity and new forests: interacting processes, prospects and pitfalls of rainforest restoration. *Living in a dynamic tropical forest landscape*, 510-525.
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533–2547.
- Chazdon, R. L. (2008). Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320, 1458-1460.
- Clewell, A., Aronson, J., & Winterhalder, K. (2004). Principios de SER International sobre la restauración ecológica. *Sociedad Internacional para la restauración ecológica. Tucson, Arizona, Estados Unidos de América.*
- Cortés Rincón, J. A. (2013). *Análisis espacio-temporal del bosque húmedo tropical en la región del Magdalena Medio entre los periodos 1977-2013 (Puerto Boyacá, Departamento de Boyacá)* (Tesis de grado). Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, D.C.
- de la Peña-Domene, M., Martínez-Garza, C., Palmas-Pérez, S., Rivas-Alonso, E., & Howe, H. F. (2014). Roles of birds and bats in early tropical-forest restoration. *PLoS one*, 9(8), e104656.
- Durán, S. M., & Kattan, G. H. (2005). A Test of the Utility of Exotic Tree Plantations for Understory Birds and Food Resources in the Colombian Andes¹. *Biotropica*, 37(1), 129-135.
- 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.
- Gann, G. D., & Lamb, D. (2006). La restauración ecológica: un medio para conservar la biodiversidad y mantener los medios de vida versión 1.1. *Society for Ecological Restoration International.*

- Guariguata, M. R., & Ostertag, R. (2002). Sucesión secundaria. En R. M. Guariguata & G. H. Kattan (Eds.), *Ecología y conservación de bosques neotropicales* (pp. 591-624). San José: Libro Universitario Regional.
- Guénette, J. S., & Villard, M. A. (2005). Thresholds in forest bird response to habitat alteration as quantitative targets for conservation. *Conservation Biology*, 19(4), 1168-1180.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis.
- Hilty, S. L., & Brown, W. L. (2001). *Guía de aves de Colombia*. Colombia: American Bird Conservancy-ABC.
- Holdridge, L. (1978). Ecology based on life zones. *San José, Costa Rica. American Institute of Agricultural Sciences (IIICA)*.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2015). Interpolation and Extrapolation for Species Diversity. Recuperado de <https://cran.r-project.org/web/packages/iNEXT/iNEXT.pdf>
- IDEAM (2010). Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, D. C.
- IBM. (2013). International Business Machines SPSS Statistics for Windows, Version 22.0.
- ISAGEN (2001). Diseño de rescate de flora terrestre. Actualización de la información florística en el área de influencia de la Central Hidroeléctrica La Miel I. Ejecutado por la Fundación Convida.
- ISAGEN (2003). Programa de monitoreo de fauna silvestre Central Hidroeléctrica Miel I. Ejecutado por la Universidad de Antioquia.
- ISAGEN (2014a). Monitoreo de la fauna vertebrada silvestre en zonas de influencia de los centros productivos de ISAGEN en el Oriente de Caldas, Área de influencia del trasvase del río Manso 2014. Ejecutado por la Universidad de Caldas.
- ISAGEN (2014b). Monitoreo de la fauna vertebrada silvestre en zonas de influencia de los centros productivos de ISAGEN en el Oriente de Caldas, Central Hidroeléctrica Miel I 2014. Ejecutado por la Universidad de Caldas.

- IUCN. (2012). *IUCN Red List of Threatened Species (ver. 2012.1)*. Cambridge, U.K: recuperado de: <http://www.iucnredlist.org>.
- Jayson, E. A., & Mathew, D. N. (2003). Vertical stratification and it's relation to foliage in tropical forest birds in Western Ghats (India). *Acta Chiropterologica*, 38(2), 111-116.
- Jiménez-Segura, L. F., Restrepo-Santamaría, D., López-Casas, S., Delgado, J., Valderrama, M., Álvarez, J., & Gómez, D. (2014). Ictiofauna y desarrollo del sector hidroeléctrico en la cuenca del río Magdalena-Cauca, Colombia. *Biota Colombiana*, 15(2), 3-25.
- Johnson, M. D. (2000). Effects of Shade-Tree Species and Crop Structure on the Winter Arthropod and Bird Communities in a Jamaican Shade Coffee Plantation1. *Biotropica*, 32(1), 133-145.
- Lamb, D., Erskine, P. D., & Parrotta, J. A. (2005). Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, 310(5754), 1628-1632.
- Leyequién, E., Hernández-Stefanoni, J. L., Santamaría-Rivero, W., Dupuy-Rada, J. M., & Chable-Santos, J. B. (2014). Effects of Tropical Successional Forests on Bird Feeding Guilds. En N. Nakagoshi & J. A. Mabuhay (Eds.). *Designing Low Carbon Societies in Landscapes* (pp. 177-202). Tokyo: Springer Japan.
- Loiselle, B. A., & Blake, J. G. (1991). Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. *Ecology*, 72, 180-193.
- Loiselle, B. A., & Blake, J. G. (1992). Population variation in a tropical bird community. *BioScience*, 42(11), 838-845.
- MacGregor-Fors, I., Blanco-García, A., & Lindig-Cisneros, R. (2010). Bird community shifts related to different forest restoration efforts: a case study from a managed habitat matrix in Mexico. *Ecological Engineering*, 36(10), 1492-1496.
- Martin, T. E., & Karr, J. R. (1986). Temporal dynamics of neotropical birds with special reference to frugivores in second-growth woods. *Wilson Bull.* 98, 38-60.
- McMullan, M., Donegan, T., & Quevedo, A. (2010). *Field Guide to the Birds of Colombia*. Colombia: Intergráficas S. A.
- Mendoza, J. E., Lozano-Zambrano, F. H., & Kattán, G. (2006). Composición y estructura de la biodiversidad en paisajes transformados en Colombia (1998 – 2005). En M. E. Chaves & M. Santamaría (Eds.). *Informe sobre el avance en el conocimiento y la*

- información de la biodiversidad 1998 - 2004*. Tomo II. (pp. 92-104). Bogotá D.C: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Minitab, I. (2014). MINITAB release 17: statistical software for windows. *Minitab Inc, USA*.
- Moilanen, A., van Teeffelen, A.J.A., Ben-Haim, Y., & Ferrier, S. (2009). How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. *Restoration Ecology*, 17, 470-478.
- Murcia, C. (1997). Evaluation of Andean alder as a catalyst for the recovery of tropical cloud forests in Colombia. *Forest Ecology and Management*, 99(1), 163-170.
- Murcia, C., & Pineda, J. (2008). Ecología de la restauración. En G. Kattan & L. G. Naranjo (Eds.), *Regiones biodiversas: herramientas para la planificación de sistemas regionales de áreas protegidas* (pp. 139-153). Santiago de Cali: El Bando creativo.
- Nájera, A., & Simonetti, J. A. (2010). Enhancing avifauna in commercial plantations. *Conservation Biology*, 24(1), 319-324.
- Padilla, H. F. H. C. (2016). Objetivos de Desarrollo Sostenible. *Revista Universidad de La Salle*, (70), 7-11.
- Petit, L. J., & Petit, D. R. (2003). Evaluating the Importance of Human-Modified Lands for Neotropical Bird Conservation. *Conservation Biology*, 17(3), 687-694.
- Powell, L. L., Wolfe, J. D., Johnson, E. I., Hines, J. E., Nichols, J. D., & Stouffer, P. C. (2015). Heterogeneous movement of insectivorous Amazonian birds through primary and secondary forest: A case study using multistate models with radiotelemetry data. *Biol. Conserv.* 188, 100-108.
- R Development Core Team (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Raman, T. R., Rawat, G. S., & Johnsingh, A. J. T. (1998). Recovery of tropical rainforest avifauna in relation to vegetation succession following shifting cultivation in Mizoram, north-east India. *Journal of Applied Ecology*, 35(2), 214-231.
- Remsen, J. V. Jr, Cadena, C. D., Jaramillo, A., Nores, M., Pacheco, J. F., Robbins, M. B.,... Zimmer, K. J. (2015). *A classification of the bird species of South America*.

American Ornithologists' Union. Recuperado de <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>.

- Restall, R., Rodner, C., & Lentino, M. (2006). *Birds of northern South America*. London: Christopher Helm.
- Ruiz-Jaen, M. C., & Mitchell A. T. (2005). Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology*, 13(3), 569-577.
- Salazar-Ramírez, L. F., Pineda-Gómez, D. M., Estévez-Varón, J.V., & Castaño-Villa, G. J. (2014). Riqueza y abundancia de aves frugívoras y nectarívoras en una plantación de Aliso (*Alnus acuminata*) y un bosque secundario en los Andes centrales de Colombia. *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. U. de Caldas*, 18(1), 67-77.
- Sally, H., & McCartney, M. P. (2000). Managing the environmental impact of dams. *International Water Management Institute. Report*, 137.
- Scatena, F. N. (2002). El bosque neotropical desde una perspectiva jerárquica. En R. M. Guariguata & G. H. Kattan (Eds.), *Ecología y conservación de bosques neotropicales* (pp. 23-41). San José: Libro Universitario Regional.
- Shankar Raman, T. R., & Sukumar, R. (2002). Responses of tropical rainforest birds to abandoned plantations, edges and logged forest in the Western Ghats, India. *Animal Conservation*, 5(3), 201-216.
- Vallestad, J. O. (2010). *The value of secondary forest for understory birds in a shifting cultivation landscape in the Colombian Amazon* (Tesis de maestría). Norwegian University of life Sciences, Oslo, Noruega.
- Vargas, O. (2007). Los pasos fundamentales en la Restauración Ecológica. En O. Vargas. (Ed.), *Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque alto andino* (pp. 17-29). Bogotá D.C: Universidad Nacional de Colombia.
- Wright, S. J. (2005). Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(10), 553-560.
- Wright, S. J., & Muller-Landau, H. C. (2006). The future of tropical forest species¹. *Biotropica*, 38(3), 287-301.
- Xeno-canto Foundation (2012). Xeno-canto: Sharing bird sounds from around the world.

ANEXOS

Anexo 1. Listado de especies registradas y abundancia para cada sitio por tipo de bosque y método de muestreo. Tipo de bosque, **BC:** Bosque Control, **RA:** Restauración activa, **RP:** Restauración pasiva. Sitio, **T1:** Trasvase 1, **T2:** Trasvase 2, **Ti:** El Tigre, **CI:** La Clara, **SB:** Santa Bárbara, **Ca:** La Campiña.

Familia/Especie	Redes						Punto						Total
	BC		RA		RP		BC		RA		RP		
	T1	T2	Ti	CI	SB	Ca	T1	T2	Ti	CI	SB	Ca	
Tinamidae													
<i>Tinamus major</i> ^{NT}									1	1			2
<i>Crypturellus soui</i>							2	3	1			2	8
Cracidae													
<i>Ortalis columbiana</i>											1		1
Odontophoridae													
<i>Odontophorus gujanensis</i> ^{NT}									6				6
Ardeidae													
<i>Bubulcus ibis</i>							1	7					8
<i>Ardea alba</i>											1		1
<i>Pilherodius pileatus</i>											2		2
Cathartidae													
<i>Cathartes aura</i>									2	3			5
<i>Coragyps atratus</i>							4						4
Accipitridae													
<i>Harpagus bidentatus</i>											2		2
<i>Rupornis magnirostris</i>									2		1		3
<i>Buteo nitidus</i>											1		1
Columbidae													
<i>Patagioenas cayennensis</i>							10						10
<i>Geotrygon montana</i>	1		2	1	1	1			1			1	8
<i>Leptotila verreauxi</i>				1				1	2				4
Apodidae													
<i>Streptoprocne rutila</i>								1					1
<i>Streptoprocne zonaris</i>							9	51	14	3			77
<i>Chaetura cinereiventris</i>							5						5
Trochilidae													
<i>Florisuga mellivora</i>	1	1	1			1	1					1	6
<i>Glaucis hirsutus</i>	9	10	1	1	1	1		1	1				25

Familia/Especie	Redes						Punto						Total
	BC		RA		RP		BC		RA		RP		
	T1	T2	Ti	Cl	SB	Ca	T1	T2	Ti	Cl	SB	Ca	
<i>Threnetes ruckeri</i>	1	1	1	1	2								6
<i>Phaethornis striigularis</i>	10	5	3		2	2	1		1		3	1	28
<i>Phaethornis anthophilus</i>	3	4	2	2	12	4			3			2	32
<i>Phaethornis guy</i>	3												3
<i>Phaethornis syrmatophorus</i>				2		1							3
<i>Phaethornis longirostris</i>	1		2	3	1								7
<i>Doryfera ludovicae</i>		1											1
<i>Anthracothorax nigricollis</i>					1								1
<i>Discosura conversii</i>								2					2
<i>Heliodoxa jacula</i>				1									1
<i>Chlorostilbon gibsoni</i>								2					2
<i>Chalybura buffonii</i>	8	3	1	2	1		1	5					21
<i>Amazilia tzacatl</i>	1						1	5	2		1	1	11
<i>Amazilia amabilis</i>	2	2	5	3	1	2				1			16
<i>Amazilia saucerrottei</i>									1				1
<i>Damophila julie</i>			1			1				1			3
Trogonidae													
<i>Trogon chionurus</i>												1	1
<i>Trogon viridis</i>								1				2	3
Alcedinidae													
<i>Chloroceryle americana</i>							1	3					4
Momotidae													
<i>Baryphthengus martii</i>			1				1		1	1		2	6
Bucconidae													
<i>Nystalus radiatus</i>							1	1		1	1	1	5
Capitonidae													
<i>Capito hypoleucus</i> ^{VU}							9	5	3				17
Ramphastidae													
<i>Ramphastos ambiguus</i> ^{VU}									3		1		4
<i>Pteroglossus torquatus</i>								11		3	5		19
Picidae													
<i>Picumnus olivaceus</i>												1	1
<i>Melanerpes pulcher</i>									1				1
<i>Melanerpes rubricapillus</i>									2				2
<i>Veniliornis kirkii</i>					1		1	1	4				7

Familia/Especie	Redes						Punto						Total
	BC		RA		RP		BC		RA		RP		
	T1	T2	Ti	Cl	SB	Ca	T1	T2	Ti	Cl	SB	Ca	
<i>Colaptes punctigula</i>							2						2
<i>Dryocopus lineatus</i>								1		1		1	3
Falconidae													
<i>Herpetotheres cachinnans</i>									1				1
<i>Milvago chimachima</i>								1		1			2
Psittacidae													
<i>Brotogeris jugularis</i>								30	1	2			33
<i>Forpus conspicillatus</i>									5				5
Thamnophilidae													
<i>Taraba major</i>									2	1			3
<i>Thamnophilus doliatus</i>							2		1	3		2	8
<i>Thamnophilus atrinucha</i>	1						2	1		2		1	7
<i>Clytoctantes alixii</i> ^{EN}							2						2
<i>Dysithamnus mentalis</i>									1		1	2	4
<i>Epinecrophylla fulviventris</i>	1		1			1							3
<i>Myrmeciza longipes</i>			1							1		1	3
<i>Gymnopithys leucaspis</i>	4	1	11			2							18
Furnariidae													
<i>Dendrocincla fuliginosa</i>	2		6	4	3	3	2					1	21
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	2	3	1	3	3	1	2			1			16
<i>Dendrocolaptes picumnus</i>									1				1
<i>Xiphorhynchus susurrans</i>			1	1			1						3
<i>Dendroplex picus</i>			1										1
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>										2			2
<i>Xenops minutus</i>	2			6					1	1		1	11
<i>Automolus ochrolaemus</i>	1												1
Tyrannidae													
<i>Elaenia flavogaster</i>		1						1	1	1	1		5
<i>Camptostoma obsoletum</i>		1											1
<i>Phaeomyias murina</i>		1											1
<i>Zimmerius chrysops</i>		1											1
<i>Mionectes oleagineus</i>	8	5	5	14	5	5	2	1		1		1	47
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>		1	2	1	1					2			7
<i>Leptopogon superciliaris</i>	1	1		1	2		2				1	1	9
<i>Oncostoma olivaceum</i>	2		2			1	1						6
<i>Todirostrum cinereum</i>		2					3	1	2			1	9

Familia/Especie	Redes						Punto						Total
	BC		RA		RP		BC		RA		RP		
	T1	T2	Ti	Cl	SB	Ca	T1	T2	Ti	Cl	SB	Ca	
<i>Rhynchocyclus olivaceus</i>				6					1				7
<i>Myiobius atricaudus</i>	1						1						2
<i>Terenotriccus erythrurus</i>	1												1
<i>Empidonax virescens</i>			1										1
<i>Contopus cinereus</i>			1			1			1			3	6
<i>Sayornis nigricans</i>							5	6					11
<i>Colonia colonus</i>									3			2	5
<i>Legatus leucophaeus</i>									2				2
<i>Myiozetetes cayanensis</i>		2					4	3	5		2		16
<i>Pitangus sulphuratus</i>								4		1	3		8
<i>Myiodynastes luteiventris</i>									1				1
<i>Myiodynastes maculatus</i>		1							2	2	1	2	8
<i>Tyrannus melancholicus</i>							1	8	1	1	2		13
<i>Tyrannus savana</i>									2				2
<i>Myiarchus apicalis</i>							1				1		2
<i>Myiarchus cephalotes</i>									2				2
<i>Myiarchus crinitus</i>									1				1
Pipridae													
<i>Cryptopipo holochlora</i>	4												4
<i>Lepidothrix coronata</i>	3		4	3	1	4	2					1	18
<i>Manacus manacus</i>	4	5	5	9	6	7	1	1	5	5	10	5	63
<i>Machaeropterus regulus</i>	11	1	2	9	6	6	3	1	1	2			42
<i>Ceratopipra erythrocephala</i>	3		1			3			1			1	9
Tityridae													
<i>Tityra semifasciata</i>							9			1	1	1	12
<i>Schiffornis turdina</i>				1									1
<i>Pachyramphus cinnamomeus</i>		1					1		1				3
Vireonidae													
<i>Vireoolivaceus</i>			1								1	1	3
Corvidae													
<i>Cyanocorax affinis</i>							10		1	1	10		22
Hirundinidae													
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>							5						5
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>							1	3			14		18
<i>Progne tapera</i>							1	1			1		3
<i>Progne chalybea</i>								5				2	7

Familia/Especie	Redes						Punto						Total
	BC		RA		RP		BC		RA		RP		
	T1	T2	Ti	Cl	SB	Ca	T1	T2	Ti	Cl	SB	Ca	
<i>Tachycineta albiventer</i>											2		2
Troglodytidae													
<i>Microcerculus marginatus</i>	2	1	3	2			3	3			3		17
<i>Troglodytes aedon</i>							2	3					5
<i>Pheugopedius fasciatoventris</i>			1							2	1	1	5
<i>Cantorchilus nigricapillus</i>	1						3			1			5
<i>Henicorhina leucosticta</i>			3		2	4	2	1	3	1	2	2	20
Poliopitidae													
<i>Microbates cinereiventris</i>	3												3
<i>Ramphocaenus melanurus</i>							1						1
Turdidae													
<i>Catharus minimus</i>			1		2								3
<i>Catharus ustulatus</i>	1	2	11	4	3	5	1	2	6	1	6	3	45
<i>Turdus leucomelas</i>	1	2		1		1	2	2					9
<i>Turdus ignobilis</i>	1						5	6	3			1	16
Thraupidae													
<i>Eucometis penicillata</i>	2	1	1	11	3	3		4	4				29
<i>Tachyphonus luctuosus</i>										1		3	4
<i>Tachyphonus delatrii</i>		4						6			1		11
<i>Tachyphonus rufus</i>									1				1
<i>Ramphocelus dimidiatus</i>	1	7					4	2	4	2	3		23
<i>Ramphocelus flammigerus</i>							1	1					2
<i>Thraupis episcopus</i>		3					3	9	1	1	2	2	21
<i>Thraupis palmarum</i>		2					1	6				1	10
<i>Tangara larvata</i>	1	4					2	4	3	1			15
<i>Tangara cyanicollis</i>		2					3						5
<i>Tangara inornata</i>		1					5	7	2		1		16
<i>Tangara gyrola</i>							1						1
<i>Tangara icterocephala</i>							2						2
<i>Tersina viridis</i>	1						2	3					6
<i>Dacnis lineata</i>		7					3	2				1	13
<i>Cyanerpes caeruleus</i>		1						1					2
<i>Chlorophanes spiza</i>		3					3	1	1	1	1	3	13
<i>Conirostrum leucogenys</i>							1						1
<i>Sicalis flaveola</i>		1											1
<i>Volatinia jacarina</i>		1											1

Familia/Especie	Redes						Punto						Total
	BC		RA		RP		BC		RA		RP		
	T1	T2	Ti	Cl	SB	Ca	T1	T2	Ti	Cl	SB	Ca	
<i>Sporophila minuta</i>		1						2				1	4
<i>Sporophila funerea</i>	2	5		1					1	1		2	12
<i>Sporophila crassirostris</i>				1									1
<i>Sporophila nigricollis</i>		3											3
<i>Saltator maximus</i>	2	1		2	1			4					10
<i>Coereba flaveola</i>	1	5	1		2	1	2	6				3	21
IncertaeSedis													
<i>Mitrospingus cassinii</i>	1			5				1		1			8
Emberizidae													
<i>Arremon aurantirostris</i>	1		10	11	2	4	2	3	2	5			40
Cardinalidae													
<i>Piranga rubra</i>							2	1	1	1		3	8
<i>Piranga olivacea</i>									4				4
<i>Habia gutturalis</i> ^{NT}	1		2		2	1	4					1	11
<i>Cyanoloxia cyanooides</i>	1	1											2
Parulidae													
<i>Parkesia noveboracensis</i>								1					1
<i>Mniotilta varia</i>												1	1
<i>Setophaga castanea</i>							2		1			1	4
<i>Myiothlypis fulvicauda</i>	1		5	1		1	2	2		3	7		22
<i>Cardellina canadensis</i>			1										1
<i>Basileuterus rufifrons</i>		2											2
Icteridae													
<i>Icterus auricapillus</i>							1						1
Fringillidae													
<i>Euphonia fulvicrissa</i>		1							1				2
<i>Euphonia laniirostris</i>	1	4					2	5		2			14
<i>Euphonia xanthogaster</i>								1					1
Total	116	119	105	114	67	67	175	260	135	73	100	71	1402

Categoría lista roja IUCN, 2012. EN= En Peligro, Vu= Vulnerable, NT= Casi Amenazado.

Anexo 2. Valores ANOSIM para los puntos de conteo valor R y valor p para las comparaciones.

Redes de niebla	Bosque Control	Restauración Pasiva	Restauración Activa
Bosque control			0,56; < 0,05
Restauración Activa		0,37; 0,02	
Restauración Pasiva	0,6; < 0,05		

Anexo 3. Valores ANOSIM para las redes de niebla valor R y valor p para las comparaciones.

Puntos de conteo	Bosque Control	Restauración Pasiva	Restauración Activa
Bosque control			0,2; 0,04
Restauración Activa		-0,1; 0,77	
Restauración Pasiva	0,35; < 0,05		