



ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN / RESEARCH ARTICLE

AVIFAUNA: MONITOREO COMO INDICADOR DE RESTAURACIÓN CON NÚCLEOS DE ESTACAS Y PLÁNTULAS EN ZAPATOCA (SANTANDER, COLOMBIA)

Birdlife: Monitoring as an Indicator of Restoration with Cuttings and Seedlings Cores in Zapatoca (Santander, Colombia)

Hugo Alexander BENJUMEA-OCHOA^{1*} ; Jaime POLANÍA²

¹. Departamento de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Medellín, Colombia, habenjumeao@unal.edu.co

². Departamento de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Medellín, Colombia, jhpolaniav@unal.edu.co

* For correspondence: habenjumeao@unal.edu.co

Recibido: 18 de marzo de 2024. **Revisado:** 18 de junio de 2024. **Aceptado:** 09 de diciembre de 2024

Editor asociado: Enrique Arbeláez-Cortés

Citation/ citar este artículo como: Benjumea-Ochoa, H. A. and Polanía, J. (2025). Avifauna: monitoreo como indicador de restauración con núcleos de estacas y plántulas en Zapatoca (Santander, Colombia). *Acta. Biol. Colomb.*, 30(1), 75-88. <https://doi.org/10.15446/abc.v30n1.112755>

RESUMEN

El proyecto *Reforestation in the Serranía de Los Yariques of the Colombian Andes* estableció 244 núcleos de vegetación a mediados del 2017 en dos reservas naturales de la sociedad civil (RNSC) ubicadas en la cresta norte de la Serranía Yariques (Zapatoca, Santander). El monitoreo de aves como indicador de la restauración se inició en enero del 2018 en 26 núcleos, separados 200 m, como primera etapa. Se replicó en noviembre del 2018 y en julio del 2019, para una segunda y tercera etapa. En 15 minutos/núcleo durante cinco horas/día (06:00 a 11:00) se registraron riqueza y abundancia mediante el método de radio fijo (25 m) y se calcularon, además, índices que evalúan la comunidad desde su composición (Abundancia, Diversidad/Equidad, Nichos tróficos, Shannon, Simpson) y procesos ecológicos (dispersión de semillas), así como similitud en comunidades de especies (Sorensen y Jaccard). Además de evaluar la estructura (diversidad) y funcionalidad (tamaño) para la dispersión de semillas. La referencia de bosques conservados de las RNSC fueron avistamientos del 2015. Aquí se obtuvo un listado de 78 especies, con valores ascendentes de Shannon, Margalef, Simpson y Pielou al avanzar las etapas. En adición, los de Sorensen y Jaccard descendieron. Se encontraron diferencias significativas entre las etapas al hacer un análisis NMDS y un PERMANOVA. Además, se encontraron en la comunidad siete nichos tróficos. En la dispersión de semillas hubo dominancia de aves grandes. Estos valores permiten hallar qué zonas requieren manejo adaptativo (núcleos 11 y 12) para su evolución en la trayectoria de restauración deseada.

Palabras clave: Diversidad de aves; Indicadores ecológicos; Núcleos de regeneración vegetal; Reservas naturales privadas; Restauración ecológica basada en vegetación nativa.

ABSTRACT

The *Reforestation in the Serranía de Los Yariques of the Colombian Andes* project established 244 vegetation nuclei in mid-2017 in two natural reserves of civil society (RNSC) located on the northern crest of the Yariques mountain range (Zapatoca, Santander). Bird monitoring as an indicator of restoration began in January 2018 in 26 nuclei, separated by 200 m, as the first stage. It was replicated in November 2018 and July 2019, for a second and third stage. In 15 minutes/nucleus during five hours/day (06:00 to 11:00) richness and abundance were recorded using the fixed radio method (25 m) and indices that evaluate the community from its composition (Abundance, Diversity/Equity, Trophic Niches, Shannon, Simpson) and ecological processes (seed dispersal), as well as similarity in species communities (Sorensen and Jaccard) were calculated in addition to evaluating the structure (diversity) and functionality (size) for seed dispersal. The reference of conserved forests of the RNSC were sightings from 2015. Here, a list of 78 species was obtained, with ascending values of Shannon, Margalef, Simpson, and Pielou as the stages progressed. However, those of Sorensen and Jaccard decreased. Significant differences were found between the stages when doing an NMDS analysis and a PERMANOVA. In addition,

seven trophic niches were found in the community. Large birds dominated seed dispersal. These values allow us to find which areas require adaptive management (nuclei 11 and 12) for their evolution in the desired restoration trajectory.

Keywords: Bird diversity; Ecological indicators; Ecological restoration with native vegetation; Private nature reserves; Vegetation regeneration nuclei.

INTRODUCCIÓN

Las aves, por su posibilidad de volar, conectan ecosistemas, pues facilitan la transferencia de materia y energía y, en consecuencia, son claves en el mejoramiento de sus funciones y resiliencia (Whelan *et al.*, 2008; Wenny *et al.*, 2011; Ortega-Álvarez y Lindig-Cisneros, 2012). Entre sus múltiples servicios ecosistémicos son un componente activo en la restauración ecológica. Colombia es el país con mayor riqueza ornitológica en el mundo, con gremios tróficos, nichos y necesidades ecológicas diversas, que responden en actividades de restauración hasta ecosistemas objetivo (Carlo y Morales, 2016). Además, en la situación actual de posconflicto en el país, es posible realizar monitoreos con mayor rigor.

La redundancia funcional es un concepto clave en ecología, este indica la capacidad de diferentes especies para desempeñar roles parecidos en un ecosistema, contribuyendo así a su estabilidad y resiliencia (Walker, 1992). En las comunidades de aves, esta redundancia facilita la recuperación de áreas degradadas, dada la capacidad de múltiples especies para participar en procesos ecológicos, como la dispersión de semillas y el control de plagas, asegurando que con la pérdida de una especie no necesariamente se comprometa la funcionalidad del ecosistema. La mitad norte de la Serranía de los Yariquíes, como zona de influencia del estudio, ha permanecido vulnerable a la explotación. La considerable conversión de bosques a pastizales la ha impactado, y las pendientes pronunciadas han provocado una fuerte erosión, con consecuente pérdida de la capa superior del suelo (Sylvester *et al.*, 2020). En este escenario se ha creado una red de reservas naturales de Zapatoca (RENAZ), de las cuales tres están oficialmente registradas en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP): El Páramo-La Floresta (RNSC 056-13), La Montaña Mágica-El Poleo (RNSC 080-15) y Traganubes (RNSC 083-15). La RNSC MamáBertha está en proceso de registro (Fig. 1).

Están ubicadas en la cresta norte de la Serranía de los Yariquíes (vereda La Cacica, Zapatoca). En La Montaña Mágica-El Poleo, Traganubes y MamáBertha, la Fundación ProZapatoca desarrolló, con participación del Semillero en Conservación y Restauración de Ecosistemas UNALMED y financiación del World Wildlife Fund, entre junio y agosto del 2017 el proyecto *Reforestation in the Serranía de Los Yariquíes of the Colombian Andes*. El proyecto estableció 244 núcleos de vegetación con un modelo de núcleo que incluía 21 estacas de siete especies posibles (*Ficus caucana*, *Ficus crocata*, *Ficus americana*, *Erythrina fusca*, *Erythrina edulis*, *Spondias purpurea* y *Trichanthera gigantea*) y 20 plántulas de tres especies (*Alnus acuminata*, *Cedrela montana* e *Inga* sp) con distancias de 4 m

entre estacas y 2 m entre plántula-estaca, para un área/núcleo de 16 x 16 m (Fig. 2). Las especies empleadas para estacas poseen frutos frecuentemente consumidos por aves (Eusse-González y Cano-Palacios, 2018), producen muchas hojas, tienen elevada tasa de crecimiento, clonalidad y rusticidad bajo condiciones de tensión (Kahmen, 2004; Ellison *et al.*, 2005). La estructura de las estacas representan perchas, además de que generan frutos más rápido debido a que tienen la edad del árbol materno (Díaz-Páez *et al.*, 2022). Los objetivos de restauración ecológica del proyecto incluyeron restablecer: (i) la estructura, composición y función del ensamblaje de aves en las áreas perturbadas; y (ii) los procesos ecológicos asociados a las interacciones entre aves y otros componentes de los ecosistemas.

Para determinar el éxito del programa de restauración es necesario establecer indicadores. Las aves se utilizan frecuentemente como indicadores de restauración, sobre todo en cuanto a la recuperación de la biodiversidad, dispersión de semillas, polinización, control de plagas, reincorporación de nutrientes (por las carroñeras). Su elección como indicador para el proyecto obedece a ciertas ventajas sobre otros: (i) taxonomía bien conocida, lo que las hace más fáciles de identificar en el campo que otros grupos (p. e. insectos; Latja *et al.*, 2016); (ii) las especies varían ampliamente en sus requerimientos ecológicos (p. e. nivel de dependencia del bosque), por lo tanto son ideales para determinar cambios en función de su sensibilidad ambiental (Latja *et al.*, 2016); y (iii) es posible separarlas en gremios de alimentación para determinar los cambios de la vegetación pues, según Gray *et al.* (2007), frugívoros e insectívoros son particularmente vulnerables a las perturbaciones, mientras que los granívoros se benefician de ellas.



Figura 1. Ubicación geográfica de las RNSC MamáBertha y La Montaña Mágica - El Poleo como área de estudio, con respecto a la escala de país, departamento y municipio.

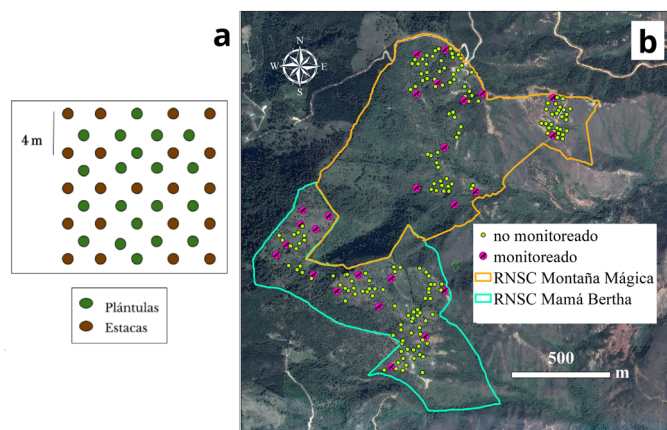


Figura 2. (a) Diseño de los núcleos de vegetación establecido. (b) Área de estudio. En verde la RNSC MamáBertha, en celeste el predio El Poleo y en naranja el predio La Diosa (ambos correspondientes a la RNSC La Montaña Mágica - El Poleo). Los puntos en rojo son los 218 núcleos base (NB) y los grises con silueta de ave rapaz son los 26 núcleos muestreados (NM), para completar los 244 núcleos establecidos en el proyecto Reforestation in the Serranía de Los Yariquíes of the Colombian Andes (Zapatoca, Santander).

El objetivo del presente estudio es medir el éxito del proyecto *Reforestation in the Serranía de Los Yariquíes of the Colombian Andes*, mediante el monitoreo de la biodiversidad aviar, como indicador de la restauración ecológica, en dos reservas naturales de la sociedad civil (RNSC) en Zapatoca, Santander. Para ello, se plantea evaluar la composición, estructura y funcionalidad de la comunidad de aves en términos de nichos tróficos y procesos ecológicos, como la dispersión de semillas, y analizar sus variaciones en diferentes momentos de la restauración, apoyados en índices como Sorensen y Jaccard, que comparan cualitativamente las comunidades de especies entre las zonas restauradas y los bosques de referencia. Los resultados obtenidos determinarán áreas que requieren manejo adaptativo para avanzar en la trayectoria de restauración deseada para la correcta restauración de los bosques húmedos montano bajo y premontano del área de estudio.

Se espera que, al establecer estas nuevas especies de árboles en el sitio, mediante estacas, atraigan la avifauna y se incremente la diversidad presente de las mismas, medida desde el número de especies y los índices de diversidad (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015). También que aumente la proporción de especies frugívoras gracias a una mayor oferta alimenticia, explicada desde la precocidad de las estacas para dar frutos al venir de un árbol madre adulto (Díaz-Páez *et al.*, 2022).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La Serranía de los Yariquíes alcanza una elevación de 3200 m en una meseta central y forma parte de la Cordillera

Central de los Andes, en el departamento de Santander. Su zona climática es de transición: desde bosque seco, en el flanco oriental, hasta húmedo en el lado oeste, y en la parte superior cambia de un hábitat forestal, dominado por robles a un subpáramo, por encima de ~ 2500 m (IDEAM, 2018). Es la principal fuente de agua para Zapatoca, San Vicente, Betulia y otros municipios vecinos en Santander. Su porción sur fue declarada Parque Nacional en 2005 y protege más de 70.000 hectáreas (ha) de la cuenca hidrográfica.

Ubicación y extensión

Las RNSC “La Montaña Mágica-El Poleo” (en adelante MP), con 85,59 ha y “MamáBertha” (en adelante MB), con 55,07 ha, suman un área de estudio de 140,66 ha en el flanco occidental de la Cordillera Oriental y cresta norte de la Serranía Yariquíes, en la vereda La Cacica del municipio Zapatoca, departamento de Santander (Fig. 1). Comprenden un gradiente altitudinal entre 1850 y 2400 msnm donde se encuentran la cabecera de la quebrada El Poleo y parte de La Higuera, que hacen parte de la microcuenca de la quebrada Zapatoca y vierten al río Sogamoso. El área se enmarca en las zonas de vida de bosques húmedo montano bajo y premontano (bh-MB y bh-PM respectivamente) sensu Holdridge (1967), donde habitan especies vulnerables a la extinción, entre las que se destacan el roble de tierra fría (*Quercus humboldtii*) y la palma de cera (*Ceroxylon quindiuense*) (Vargas *et al.*, 2019). El Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC, 2015) permite presumir en la porción media-baja una zona de vida del bosque seco tropical (bs-T).

MÉTODOS DE MUESTREO

Diversos métodos se han empleado para monitorear aves, y aquí se usó el “punto de radio fijo” (Ralph *et al.*, 1995). Este método pretendía potenciar la detección de individuos y brindar información fidedigna para el proyecto pues con este se maximiza la obtenida por unidad de tiempo y esfuerzo; además genera datos sobre comportamiento, ecología e historia natural y ha sido adaptado como método estándar de monitoreo (Ralph *et al.*, 1995; Álvarez *et al.*, 2006). Estos métodos generaron una línea base de aves para, por medio de diferentes índices de diversidad y procesos ecológicos, medir los cambios ambientales que se presentan en el tiempo con el método de restauración mencionado en el proyecto *Reforestation in the Serranía de Los Yariquíes of the Colombian Andes*, antes mencionado.

Se determinó como “núcleos base” (NB) al conjunto de los 244 núcleos en el proyecto y “núcleos muestra” (NM) a los elegidos para el monitoreo aviar. Se tomaron 26 NM, que corresponden a 11 % de los establecidos (NB). Mediante GPS se estableció separación de mínimo 200 m entre NB, con algunas excepciones menores (Fig. 2). Esta separación buscó evitar el recuento de individuos (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015). Para la georreferenciación de núcleos se usaron aplicaciones para dispositivos Android como “Avenza maps” (Avenza

Systems Inc., 2024) y “Mobile topographer” (S. F. Applicality Ltd., 2024), que aportaron a la generación de cartografía para la continuidad del monitoreo (Fig. 1). Esta cartografía se generó usando el programa ArcGis 10.4.1 (Environmental Systems Research Institute [ESRI], 2018) e imágenes satelitales a partir del software portable SAS Planet 160707 (SAS. Planet, 2024) de la base de datos de Google maps.

El monitoreo de aves como indicador de la restauración inició la primera etapa en enero del 2018, a mediados de la estación de precipitación media menor. A partir del protocolo inicial, se logró una segunda etapa en noviembre para un periodo lluvioso del mismo año y una tercera etapa en julio del 2019 en periodo de pocas lluvias. La observación por núcleo tomó 20 minutos, con cinco minutos de espera para amortiguar el disturbio de la llegada al sitio y 15 de observación neta (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015). Así, el método de “conteo por puntos” tomó 15 minutos/núcleo durante cinco horas/día (06:00 a 11:00) por siete días en la primera etapa, siete días en la segunda y seis días en la tercera. Las especies se registraron de acuerdo con la taxonomía en versión del 11 de febrero de 2020 de la lista del South American Classification Committee (SACC) de la American Ornithological Society (Remsen *et al.*, 2020).

Para el conteo por puntos se estableció un radio visual de 25 m desde la estaca central de cada NM, para determinar la riqueza y abundancia. Así, el registro de datos tuvo en cuenta los individuos dentro del radio (uso directo), fuera del radio (uso indirecto) y los que sobrevolaban (no uso) para diferenciar aquellos que hacían uso directo del núcleo (Ralph *et al.*, 1996; Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015). Dado el objetivo de captar la mayor biodiversidad y especies claves para servicios ecosistémicos (Whelan *et al.*, 2008; Wenny *et al.*, 2011), como el reciclaje de nutrientes (buitres) y regulación de plagas (golondrinas), este estudio tuvo en cuenta a las especies que sobrevolaban el radio.

Para las observaciones se usaron binoculares 10 x 42 (Nikon prostaff3s), cámara fotográfica (DMC-FZ200 LUMIX-Panasonic) y guía de bolsillo para aves (McMullan *et al.*, 2010; Ayerbe-Quiñones, 2018). Luego de sumar individuos “dentro”, “fuera” y “sobrevolando” el radio, permitió registrar riqueza y abundancia total. Estas variables fueron insumo para, por medio del software ejecutable “PAleontological STatistics” (PAST) versión 2.17c (Hammer *et al.*, 2001), calcular los índices de diversidad (Tabla 1): H, Shannon (Hill, 1973), I, Margalef (Margalef, 1958), 1-D, Simpson (Simpson, 1949) y, J, equidad de Pielou (Pielou, 1966), y la estimación no paramétrica del número de especies esperadas como medida de esfuerzo de muestreo mediante los estimadores ‘Chao 2’ (1987) y ‘Jackknife 1’ (Smith y van Belle, 1984) con su respectiva varianza (Smith y van Belle, 1984; Chiu *et al.*, 2014). Mediante Microsoft Excel 365 ProPlus, con base en un monitoreo de aves de enero del 2015 (Díaz-Valencia y Polanía, 2015), en un bosque conservado como referencia de restauración, se calcularon índices de similitud de Sorensen (1948) y Jaccard.

(1901) para comparar cualitativamente con las especies del área en proceso de restauración.

Tabla 1. Indicadores de diversidad (registrada y teórica) y abundancia de especies de aves para cada una de las tres etapas del monitoreo del proyecto “Reforestation in the Serranía De Los Yariguíes of the Colombian Andes” (Zapatoca, Santander). En la riqueza se expresa entre paréntesis el número de individuos.

Razón	Lugar del núcleo	Etapas 1	Etapas 2	Etapas 3
Riqueza	Dentro	30 (124)	35 (137)	40 (199)
	Afuera	30 (162)	37 (187)	37 (301)
	Sobrevolando	7 (211)	9 (45)	5 (74)
Razón	Indicador	Etapas 1	Etapas 2	Etapas 3
Riqueza total	Especies	46	51	53
Abundancia	Individuos	497	369	574
Diversidad (riqueza)	Shannon	2,77	3,30	3,39
Diversidad (abundancia)	Margalef	7,25	8,46	8,19
Diversidad (dominancia)	Simpson	0,88	0,95	0,95
Diversidad (equidad)	Pielou	0,72	0,84	0,85
Riqueza esperada	Chao 2	83 ± 22	80 ± 17	58 ± 4
Riqueza esperada	Jackknife 1	67 ± 5	71 ± 4	66 ± 3
Comparación (referencia)	Sorensen	0,42	0,42	0,37
Comparación (referencia)	Jaccard	0,27	0,27	0,23

Se utilizó el Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) para evaluar la estructura de la comunidad de aves y examinar los patrones de distribución entre etapas. Esta ordenación se llevó a cabo utilizando la medida de distancia de Bray-Curtis en los datos. Se determinó el número de dimensiones de la solución final evaluando un máximo del 20 % de estrés en el gráfico de sedimentación. Se realizó un ANOSIM como prueba no paramétrica para determinar la significación estadística del NMDS. Se compararon las ordenaciones de cada tipo de muestra utilizando análisis de varianza multivariado por permutaciones (PERMANOVA). Después de la PERMANOVA inicial, se utilizó métodos de comparación múltiple ajustando los valores de alfa según Bonferroni para mantener un nivel de significancia familiar de 0.05. Todos los análisis de NMDS y las PERMANOVA se

realizaron utilizando el paquete *vegan* (Oksanen *et al.* 2012) en R (R Development Core Team 2010).

Además de los índices de diversidad mencionados y, con Microsoft Excel 365 ProPlus, el método de radio fijo permitió medir el proceso ecológico de dispersión de semillas con base en sus “nichos tróficos”, término usado desde el estudio de Pigot *et al.* (2020), quienes los relacionan a la morfología de las aves y de donde se asignó el nicho trófico a las especies encontradas en este estudio, desde la lista anexa en su artículo, y aquí como información secundaria. Los índices están basados en criterios como composición, estructura y función ecológica a nivel de comunidad (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015).

Así se evaluaron los cambios en las tres etapas del monitoreo para el número de nichos tróficos y la proporción de especies para cada grupo alimentario. Entonces fue posible evaluar la dispersión de semillas en términos de composición al determinar variaciones temporales para la proporción de especies de aves frugívoras y de aves omnívoras (como eventuales dispersoras, aunque con menor eficacia que las frugívoras); en términos de estructura (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015), al examinar variaciones temporales en la diversidad de aves frugívoras y omnívoras mediante la tasa de cambio (restan del valor del índice en un momento B con el valor en un momento A) del índice Shannon en frugívoras y el índice Simpson en frugívoras, como también en omnívoras ambos índices; y, en términos de función, al comparar variaciones temporales en proporciones de grupos de tamaños elegidos para este estudio (<25 gr pequeñas, entre 25 y 100 gr medianas y >100 gr grandes) para especies frugívoras y omnívoras, basados en que especies pequeñas dispersan semillas pequeñas mientras las grandes dispersan las de mayor tamaño (Jordano y Schupp, 2000).

RESULTADOS

Para la primera etapa del monitoreo (Tabla 1), de las 46 spp tres fueron registradas hasta familia (Trochilidae y Parulidae) y una hasta género (*Empidonax* sp.). En esta etapa

se encontró que los tres NM con mayor riqueza fueron el N° 22, N° 2 y N° 8 con 22 spp, 9 spp y 9 spp, respectivamente, mientras que los tres NM de menor riqueza fueron el N° 11, N° 12 y N° 4 con 3 spp, 3 spp y 4 spp, respectivamente.

En la segunda etapa, de las 51 spp una fue registrada hasta familia (Trochilidae). Se evidenció que los tres NM con mayor riqueza fueron los N° 2, N° 1 y N° 3 con 14 spp, 11 spp y 10 spp, respectivamente, mientras que la menor riqueza se registró en los NM con N° 11, N° 12 y N° 19 con 2 spp, 3 spp y 3 spp, respectivamente.

En la tercera etapa, de las 53 spp una fue registrada hasta familia (Trochilidae). En esta etapa se encontró que los tres NM con mayor riqueza fueron los N° 1, N° 2 y N° 14 con 20 spp, 17 spp y 15 spp, respectivamente, en cuanto a los tres NM con menor riqueza están los N° 11, N° 12 y N° 22 con 5 spp, 5 spp y 6 spp, respectivamente.

Así las etapas del monitoreo han logrado una lista de 78 especies distribuidas en 26 familias dentro de diez órdenes (Anexo). De estas, las familias con mayor riqueza fueron Thraupidae, Tyrannidae y Trochilidae mientras, por parte de los órdenes, fueron Passeriformes, Apodiformes, Piciformes y Columbiformes. Es necesario anotar que en las tres etapas se identificó un ejemplar que solo fue identificado hasta familia (Trochilidae), sin embargo, no es posible determinar que se trate de la misma especie de esta familia o especies diferentes.

El análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) indica un valor de estrés de 0.196 (ANOSIM $n = 9999$, $p = 0,1628$), lo que indica una representación aceptable de los datos en tres dimensiones. En la (Fig. 3) se sugiere que los sitios con mayor proximidad en el NMDS presentan una composición de especies más similar, lo que proporciona una visión clara de la estructura de la comunidad en las diferentes etapas de monitoreo.

Los resultados muestran diferencias significativas en la composición de las aves entre las etapas de monitoreo (PERMANOVA, $n = 999$; $gl = 2$, $F_{\text{modelo}} = 3.59$, $p = 0.001$). En adición, la prueba post-hoc con corrección de Bonferroni,

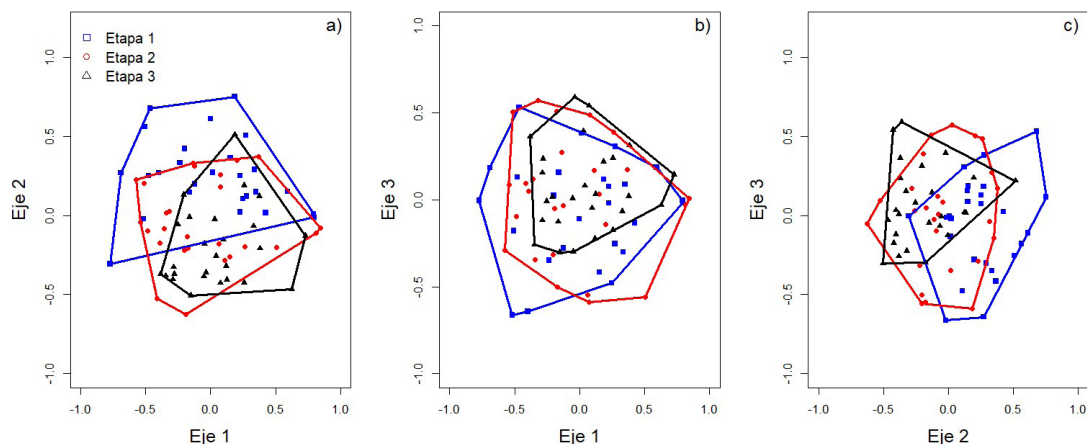


Figura 3. Resultados del Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) de la comunidad de aves en las 3 etapas. Cada símbolo representa un núcleo muestra (NM). La ordenación final fue una solución de 3 dimensiones (stress = 0.19; ANOSIM $n = 9999$, $p = 0,1628$), por lo que se presentan 3 gráficos: a) primer y segundo eje de ordenación, b) primer y tercer eje de ordenación, y c) segundo y tercer eje de ordenación.

indica que hay diferencias significativas entre todas las etapas comparadas (Etapa 1 vs. Etapa 2: P-valor = 0.006; Etapa 1 vs. Etapa 3: P-valor = 0.003, y Etapa 2 vs. Etapa 3: P-valor = 0.003), ya que todos los valores P son menores que 0.05. Lo que podría indicar que la restauración está teniendo un impacto medible y diferenciado en las comunidades de aves a lo largo de las etapas de monitoreo.

Los estimadores no paramétricos de riqueza muestran que en la primera etapa se registró el 75,4 % del número de especies estimadas en el rango inferior de 'Chao 2' y 74,1 % del rango inferior de 'Jackknife 1', en la segunda etapa se registraron el 81,0 % de las especies que estima el rango inferior de 'Chao 2' y 76,1 % del rango inferior de 'Jackknife 1', por último, en la etapa final se registró el 98,1 % del número de especies estimadas en el rango inferior de 'Chao 2' y el 84,1 % de las estimadas en el rango inferior de 'Jackknife 1'.

Índices de procesos ecológicos

El número de nichos tróficos fueron siete y se mantuvo constante para las tres etapas del monitoreo: frugívoras, granívoras, nectarívoras, omnívoras, carroñeras, cazadoras de invertebrados y cazadoras de vertebrados. En porcentaje de especies la lista integrada de las etapas de monitoreo mostró que para los nichos tróficos la mayoría se encontró en cazadoras de invertebrados con 43,24 % (32 spp), luego omnívoras con 16,22 % (12 spp), frugívoras fue 12,16 % (9 spp), granívoras y nectarívoras un 10,81 %, respectivamente con 8 spp, después cazadoras de vertebrados con 4,05 % (3 spp) y el menor porcentaje se asoció a carroñeras con 2,71 % (2 spp).

Para la dispersión de semillas en términos de estructura (Tabla 3) de la comunidad se encontró que la tasa de cambio de Shannon de frugívoras fue 0,07 entre la primera y segunda etapa, -0,29 entre la segunda y tercera y -0,22 entre la tercera y primera; igualmente, la tasa de cambio para Shannon de omnívoras fue 0,45 entre la primera y segunda etapa, 0,29 entre la segunda y tercera y 0,74 entre la tercera y primera. Por otro lado, el índice Simpson de frugívoras (Tabla 3) no tuvo tasa de cambio entre la primera y segunda etapa y fue -0,10 entre la segunda y tercera como también entre la tercera y primera; para Simpson de omnívoras fue de 0,15 entre primera y segunda, 0,09 entre segunda y tercera y 0,24 entre tercera y primera.

Para dispersión de semillas en términos de funcionalidad de la comunidad de aves se encontró para todo el monitoreo que, de las 9 spp. de frugívoras identificadas, dos son grandes (*Aulacorhynchus prasinus* y *Ortalis columbiana*), una es mediana (*Turdus flavipes*) y seis son pequeñas (*Elaenia frantzii*, *Stilpnia cyanicollis*, *Stilpnia heinei*, *Stilpnia vitriolina*, *Tangara nigroviridis*, *Tangara xanthocephala*); de las 12 spp de omnívoras cuatro son grandes (*Colinus cristatus*, *Crotophaga ani*, *Falco sparverius*, *Milvago chimachima*), siete medianas (*Atlapetes albifrenatus*, *Cyanocorax yncas*, *Icterus chrysater*, *Saltator striatipictus*, *Thraupis episcopus*, *Thraupis palmarum*, *Turdus ignobilis*) y una pequeña (*Zonotrichia capensis*).

Tabla 3. Dispersión de semilla de aves como proceso ecológico en la restauración de ecosistemas asociado con el criterio desde el cual se evalúan, el indicador, cuantificador y los resultados para cada una de las tres etapas de monitoreo del proyecto "Reforestation in the Serranía De Los Yariguíes of the Colombian Andes" (Zapatoca, Santander). Para la columna de criterio, "C" es composición, "E" es estructura y "F" es función. E1: etapa 1; E2: etapa 2 y E3: etapa 3.

Criterio	Indicador	Cuantificador	E1	E2	E3
C	aves frugívoras	porcentaje de especies de frugívoras	13,04 (6 spp)	13,73 (7 spp)	11,32 (6 spp)
	aves omnívoras	porcentaje de especies de omnívoras	10,87 (5 spp)	17,65 (9 spp)	20,75 (11 spp)
E	diversidad de frugívoras	Shannon de frugívoras	1,32	1,39	1,1
	dominancia de frugívoras	Simpson de frugívoras	0,65	0,65	0,55
	diversidad de omnívoras	Shannon de omnívoras	1,19	1,64	1,93
	dominancia de omnívoras	Simpson de omnívoras	0,58	0,73	0,82
F	tamaño corporal frugívoras	porcentaje de grandes (> 100 gr)	52,7	56,16	65,18
	tamaño corporal frugívoras	porcentaje de mediana (25-100 gr)	20,27	8,22	7,14
	tamaño corporal frugívoras	porcentaje de pequeñas (< 25 gr)	27,03	35,62	27,68
	tamaño corporal omnívoras	porcentaje de grandes (> 100 gr)	22,68	16,04	26,87
	tamaño corporal omnívoras	porcentaje de mediana (25-100 gr)	15,46	41,51	44,78
	tamaño corporal omnívoras	porcentaje de pequeñas (< 25 gr)	61,86	42,45	28,36
	tamaño corporal omnívoras	porcentaje de pequeñas (< 25 gr)	61,86	42,45	28,36

Para frugívoras hubo, en la primera etapa, 74 individuos, para la segunda 73 y en la última 112 (Tabla 3). Al distribuir por tamaños (Wilman *et al.*, 2014)), en proporción de individuos, se tuvo que en la primera etapa el 52,70 % (39 individuos en una sp), el 20,27 % (15 individuos en 1 sp) eran medianos y el 27,03 % (20 en 4 spp) eran pequeños. En la segunda etapa el 56,16 % (41 individuos en 2 spp) eran ejemplares grandes, el 8,22 % (seis individuos en 1 sp) eran medianos y 35,62 % (26 individuos en 4 spp) eran pequeños. Para la tercera etapa el 65,18 % (73 en 2 spp) eran grandes, el 7,14 % (ocho individuos en 1 sp) eran medianos y el 27,68 % (31 individuos en 3 spp) eran pequeños.

Para omnívoras hubo 97 individuos en la primera etapa, 106 en la segunda y 134 en la tercera (Tabla 3). En la

distribución por tamaños, en proporción de individuos, se encuentra que en la primera etapa el 22,68 % (22 individuos en 2 spp) fueron grandes, el 15,46 % (15 individuos en 2 spp) fueron medianos y el 61,86 % (60 individuos en 1 sp) fueron pequeños. En la segunda etapa se encuentra que el 16,04 % (17 individuos en 4 spp) fueron grandes, el 41,51 % (44 individuos en 4 spp) fueron medianos y el 42,45 % (45 individuos en 1 sp) fueron pequeños. En la tercera etapa se tiene que el 26,87 % (36 individuos en 3 spp) fueron grandes, el 44,78 % (60 individuos en 7 spp) fueron medianas y el 28,36 % (38 individuos en 11 spp) fueron pequeñas.

DISCUSIÓN

En los resultados obtenidos se observa que, con respecto a los individuos que se encuentran dentro y fuera del radio de estudio, en la etapa 1 son el 57,5%, en la etapa 2 son el 87,85% y en la etapa 3 son el 87,1%, los cuales son los que verdaderamente interactúan con el área en restauración y generan el mayor impacto con sus servicios ecosistémicos (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015). Continuar el monitoreo ha tenido como respuesta mejorar el conocimiento en la comunidad de aves presentes en la zona de restauración, pues la riqueza ha aumentado desde la etapa inicial hasta la más reciente.

El estado de la biodiversidad de la comunidad mostró un aumento progresivo en las diferentes etapas del estudio. Los índices de Shannon, Margalef, Simpson y Pielou indicaron una tendencia de incremento en la diversidad y equidad de las especies, con diferencias significativas en el muestreo entre las etapas, demostrado mediante los resultados del análisis PERMANOVA. Por ejemplo, la tasa de cambio del índice de Shannon aumentó de 0,52 en diez meses a 0,61 en 18 meses, sugiriendo una mayor riqueza de especies. De manera similar, el índice de Margalef mostró un incremento de 0,94 en 18 meses, lo que refuerza la observación de una alta diversidad basada en la abundancia. Estos índices se usan por ser los más comunes en ecología de comunidades, sin embargo, se espera que los presentes datos se usen con índices más complejos que logren comparar la “diversidad verdadera” (Moreno *et al.*, 2011) como, por ejemplo, el índice de integridad biótica (IBI; Alexandrino *et al.*, 2017).

En los NM N° 11 y N° 12, en el sector al sur-oriente de las reservas, se corroboró la menor riqueza. Allí la totalidad de individuos se encontraban sobrevolando el radio y pertenecían a solo tres especies (buitres y vencejos: *Streptoprocne zonaris*, *Coragyps atratus*, *Cathartes aura*). Sin embargo, en estos núcleos aumentó la riqueza al registrar nuevas especies en la segunda y tercera etapa del monitoreo, como la tórtola torcaza (*Zenaida auriculata*) y el sabanero coludo (*Emberizoides herbicola*; propio de ecosistemas de bosque seco según Jaramillo (2019). Esto se puede interpretar como aumento en la biodiversidad.

A través de comparación cualitativa entre el área de restauración y el ecosistema de referencia (Tabla 1) se buscaba

determinar similitudes entre los dos sitios explicados por la distancia del valor de los índices Sorensen y Jaccard con la unidad, pues en este valor se comparten las mismas especies (MacGregor-Fors *et al.*, 2010; Ortega-Álvarez *et al.*, 2013). Sin embargo, los resultados mostraron una tendencia decreciente inesperada, pues para la primera etapa Sorensen fue de 0,42, en la segunda 0,42 (igual) y para la tercera 0,37 mientras que Jaccard fue 0,27 en la primera, 0,27 también en la segunda y 0,18 en la tercera etapa. Esto no indica necesariamente un retroceso en el proceso de restauración sino más bien la necesidad de realizar un monitoreo paralelo; con 26 puntos de muestreo en un área equivalente a la estudiada en la zona de restauración, pero con una cobertura de bosque que se pueda tomar como referencia a un ecosistema conservado y en contemporáneo al monitoreo planteado. Se recuerda que la comparación se hizo tomando en cuenta un único estudio en 2015 (Tabla 2) y mientras se aumentaban esfuerzos de muestreo para la zona en restauración el estudio del bosque de referencia se mantuvo estático. Así, al incorporar nuevas especies para la zona en restauración se aumentaba la brecha entre la zona de referencia.

Tabla 2. Comparación de la riqueza encontrada en cada una de las etapas con la del bosque de referencia (BR).

Lugar del núcleo	Etap 1	Etap 2	Etap 3
Especies en bosque de referencia (BR)		39	
Especies compartidas	18	19	17
Especies exclusivas al BR	21	20	22

Se buscó monitorear la mayor cantidad de núcleos, sin violentar en extremo la recomendación de Aguilar-Garavito y Ramírez (2015), para obtener una muestra representativa de los NB. El esfuerzo muestral se puede inferir de los estimadores no paramétricos de riqueza (Tabla 1), donde se nota que la cantidad de especies se acerca a la estimada en el sitio. Sin embargo, se ha encontrado que los estimadores no paramétricos de riqueza la subestiman (Oreja *et al.*, 2010) y eso se confirma para el caso de las reservas estudiadas pues, actualmente, se tiene un listado de 126 spp registradas, gracias a la incorporación de resultados mediante diferentes métodos como transectos, puntos de radio fijo y redes niebla, con diferente intensidad de muestreo, en una caracterización de aves y un estudio de redes ecológicas colibrí-planta (Contreras-Vásquez, en prensa; Díaz-Valencia y Polanía. 2015).

La decisión de identificar las especies de aves únicamente mediante observaciones y no mediante capturas o recolección de especímenes se fundamenta en aspectos bioéticos y prácticos. Se considera que el uso de redes de niebla para la captura de aves puede tener efectos negativos como estrés, lesiones y mortalidad accidental (Spotswood *et al.*, 2012). Por tanto, se optó por minimizar este impacto negativo en las aves estudiadas. Además, aunque este método puede

limitar la precisión en la identificación de especies, especialmente aquellas de difícil identificación, se consideró que los beneficios de una aproximación no invasiva superan las posibles limitaciones.

Para la evaluación de procesos ecológicos se encuentran siete nichos tróficos de los diez encontrados por Pigot *et al.* (2020), solo faltaron “predadores acuáticos”, “herbívoros acuáticos” y “herbívoros terrestres”, e indica que en cuanto número de nichos tróficos el ecosistema está bien representado.

Una razón para relacionar la restauración a las dinámicas de nichos tróficos es la vinculación con las especies botánicas usadas en los núcleos y su posibilidad de atraer diferentes grupos según Eusse-González y Cano-Palacios (2018). Ellos relacionan las especies botánicas usadas en la estrategia, excepto aliso (*A. acuminata*) y cedro de montaña (*C. montana*), así: higuerón (*Ficus* sp.) atrae especies frugívoras y cazadoras de invertebrados; chachafruto (*E. edulis*) atrae frugívoras, cazadoras de invertebrados y nectarívoras; pízamo (*E. fusca*) atrae nectarívoras; ciruelo (*S. purpurea*) atrae frugívoras; mientras quiebrabarrigo (*T. gigantea*) y guamo (*Inga* sp.) atraen nectarívoras y cazadoras de invertebrados.

Este estudio reconoce la posibilidad de algunas especies para desempeñar roles equivalentes en un ecosistema bajo la teoría de redundancia funcional (Walker, 1992) que describe cuán sobrepuestas son las especies en cuanto a su desempeño en el funcionamiento del ecosistema. De este modo, se tiene en cuenta el rol de omnívoras en la dispersión de semillas, así también lo hacen Schmidt y Schaefer (2004), quienes además resaltan la preferencia de estas por el color rojo como las drupas de ciruelo (*S. purpurea*), una de las especies arbóreas usadas en la estrategia de restauración.

Bajo el criterio de composición, aunque se esperaba el aumento de la proporción de especies frugívoras, por mayor oferta alimenticia dado que las estacas tienen la edad del árbol materno y generan frutos más rápido (Díaz-Páez *et al.*, 2022), las especies frugívoras se mantuvieron en número, pero decrecieron en proporción (pues la riqueza ascendió en las siguientes etapas). Por otro lado, las omnívoras ascendieron desde el 10,87 % (5 spp) de las especies de la comunidad hasta 20,75 % (11 spp). Rurangwa *et al.* (2021) encontraron en el afro trópico que la diversidad de especies de frugívoros era menor en hábitats regenerados natural y asistidamente, en comparación con el bosque primario evaluado, explicándolo como menor oferta de nicho ecológico para este grupo en el hábitat regenerado. Aunque son necesarios estudios más profundos para sacar conclusiones poderosas, a la luz de estos datos se infiere, con la restauración, mayor posibilidad de dispersión en semillas de estacas y oferta alimenticia frugívora. Se busca que desde la contribución de frugívoras y omnívoras la trayectoria de restauración sea correcta pues con el uso de las estacas como percha, la lluvia de semillas de otras especies vegetales será efectiva y se reducirá la mortalidad denso-dependiente (Zanini y Ganade, 2005).

Bajo el criterio de estructura se esperaba que los índices Shannon para frugívoras y Simpson para frugívoras (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015) aumentaran con el incremento de la diversidad de alimento, debido a la incorporación de estacas de especies arbóreas nuevas al sitio, las cuales debido a su edad adulta dan frutos poco después de la siembra (Díaz-Páez *et al.*, 2022). Estos índices presentaron un decremento desde la etapa inicial hasta la tercera. Se afectaron por la dominancia (tasa de cambio de Simpson decreció en 0,1 puntos) de bandadas abundantes de guacharacas (*O. columbiana*) que, aunque en términos de estructura se lea negativamente, son buenas noticias en términos de funcionalidad pues la especie es de talla grande, así como las semillas que podría dispersar. Por otro lado, el análisis de los índices para omnívoras mostró un aumento en la diversidad y reducción en la dominancia de la comunidad, lo que puede indicar una mejoría en la oferta alimenticia de recursos varios y, por ende, salubridad.

La representación de individuos de especies pequeñas cercana a un tercio de la abundancia puede ser un rasgo favorable, dado que se ha verificado para otros sistemas de bosque que las semillas de los primeros estados sucesionales también son pequeñas (Leishman *et al.*, 2000; Chazdon, 2014). Sin embargo, encontrar los otros dos tercios de proporción de individuos de frugívoras medianas y grandes (>25 gr), como la abundante guacharaca colombiana (*O. columbiana*), abre la posibilidad a la llegada de especies de bosques maduros más prontamente además de contribuir a la dispersión de frutos desde las estacas de higuerón (*Ficus* sp.) y ciruelo (*S. purpurea*), cuyo diámetro de fruto va de 3 a 4 cm. Aunque, por alometría (Colorado-Zuluaga, 2004), se infiere que especies grandes tienen una apertura bucal grande y en especies pequeñas es pequeña, es necesario estudiar los tamaños de apertura bucal para corroborar la tesis que especies grandes dispersan semillas grandes. Una comparación con el ecosistema de referencia permitirá evaluar la similitud entre las variables y criterios usados.

CONCLUSIONES

La presente investigación evidencia que el monitoreo de aves refleja una trayectoria positiva en la restauración ecológica de las reservas naturales estudiadas, con un aumento en los índices de diversidad de Riqueza total, Shannon y Pielou a lo largo del estudio. Se identificaron diferencias en la riqueza entre núcleos de restauración, destacando la necesidad de fortalecer esfuerzos en sectores con menor diversidad. Se verificó que los estimadores no paramétricos subestiman la riqueza específica, y que la estrategia de restauración con núcleos de estacas y plántulas de especies atrayentes de avifauna contribuye a la recuperación ecológica. Se resalta la importancia de la redundancia funcional en la dispersión de semillas y el papel de especies clave en procesos de restauración. Finalmente, se recomienda la implementación de un monitoreo comparativo en un ecosistema de referencia para mejorar la evaluación de los avances en la restauración.

PARTICIPACIÓN DE AUTORES

El autor principal llevó a cabo el diseño de la investigación, la recopilación y análisis de datos, así como la redacción del manuscrito. Tanto el autor principal como el coautor, participaron en la gestión de la convocatoria que financió el estudio. El coautor también brindó apoyo en la revisión y corrección del manuscrito y contribuyó al análisis de los resultados dentro del marco del grupo de investigación.

AGRADECIMIENTOS

A WWF, quien mediante el programa Russell E. Train Education for Nature permitió lograr el proyecto de restauración y la primera etapa del monitoreo de aves. Así también, a la Universidad Nacional de Colombia y al Ministerio de Ciencia Tecnología e Innovación que, con el programa Jóvenes Investigadores e Innovadores, y otras convocatorias, financiaron las siguientes etapas. Al Semillero en Conservación y Restauración de Ecosistemas UNALMED, que permitió desarrollar capacidades de investigación bajo el apoyo logístico de la MSc Mónica Díaz y sus demás integrantes. A la familia Díaz Rueda, como responsables la existencia y sostenibilidad de la RNSC La Montaña Mágica-El Poleo, por el apoyo logístico. A Carolina Morales por el apoyo anímico y, por último, a los colaboradores en el muestreo en campo, Kevin A. Flórez, María Angélica Aguirre y José Ismael Díaz, así como en la estadística, a David Valderrama Cardona y Dairon Machado.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses en la realización de esta investigación. La referencia a la tesis de María Angélica Contreras Vásquez ha sido autorizada por la autora sin que esto implique un beneficio económico o influencia sobre los resultados del estudio.

REFERENCIAS

- Aguilar-Garavito, M. y Ramírez, W. (2015). Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres. Instituto de investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH).
- Alexandrino, E. R., Buechley, E. R., Karr, J. R., de Barros, Ferraz, K. M. P. M., de Barros Ferraz, S. F., do Couto, H. T. Z. and Şekercioğlu, Ç. H. (2017). Bird based Index of Biotic Integrity: Assessing the ecological condition of Atlantic Forest patches in human-modified landscape. *Ecological indicators*, 73, 662-675. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.023>
- Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M., Umaña, A. M. y Villarreal, H. (2006). Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de inventarios de Biodiversidad Grupo de Exploración y Monitoreo Ambiental (GEMA). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Avenza Systems Inc. (03 de agosto de 2024). *Avenza Maps*. <https://www.avenza.com/avenza-maps/>
- Ayerbe-Quiñones, F. (2018). Guía ilustrada de la avifauna colombiana. Wildlife Conservation Society.
- Carlo, T. A. and Morales, J. M. (2016). Generalist birds promote tropical forest regeneration and increase plant diversity via rare-biased seed dispersal. *Ecology*, 97(7), 1819-1831. <https://doi.org/10.1890/15-2147.1>
- Chao, A. (1987). Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics*, 43(4), 783-791. <https://doi.org/10.2307/2531532>
- Chazdon, R. L. (2014). Second growth: The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation. *University of Chicago Press* <https://doi.org/10.7208/chicago/9780226118109.001.0001>
- Chiu, C. H., Wang, Y. T., Walther, B. A. and Chao, A. (2014). An improved nonparametric lower bound of species richness via a modified Good-Turing frequency formula. *Biometrics*, 70(3), 671-682. <https://doi.org/10.1111/biom.12200>
- Colorado-Zuluaga, G. J. (2004). Relación de la morfometría de aves con gremios alimenticios. *Boletín SAO*, 14(27), 25-32.
- Contreras-Vásquez, M. A. (en prensa). Caracterización de los recursos florales utilizados por los colibríes en la RNSC “La Montaña Mágica-El Poleo”, Zapatoca, Santander [Tesis de grado]. Universidad Nacional de Colombia – Sede Bogotá.
- Díaz-Páez, M., Werden, L. K., Zahawi, R. A., Usuga, J. and Polanía, J. (2022). Vegetative propagation of native tree species: an alternative restoration strategy for the tropical Andes. *Restoration Ecology*, 30(7), e13611. <https://doi.org/10.1111/rec.13611>
- Díaz-Valencia, S. A. y J. Polanía. (2015). Aproximación a la comunidad de aves en la Reserva Natural de la Sociedad Civil “La Montaña Mágica-El Poleo”, Colombia. Cartel presentado en el XIV Congreso Forestal Mundial. (Durban, Suráfrica).
- Ellison, A. M., Bank, M. S., Clinton, B. D., Colburn, E. A., Elliott, K., Ford, C. R., Foster, D. R., Kloeppel, B. D., Knoepp, J. D., Lovett, G. M., Mohan, J., Orwig, D. A., Rodenhouse, N. L., Sobczak, W. V., Stinson, K. A., Stone, J. K., Swan, C. M., Thompson, J., Von Holle, B. and Webster, J. R. (2005). Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environ*, 3(9), 479-486. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2005\)003\[0479:LOFSCF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003[0479:LOFSCF]2.0.CO;2)
- ESRI. Environmental Systems Research Institute. (2018). ArcGIS 10.4.1. ESRI, Redlands
- Eusse-González, D. y Cano – Palacios, T. (2018). Sembrando plantas para cosechar aves. Asociación para el estudio y conservación de las aves en Colombia-Calidris.

- Gray, M. A., Baldauf, S. L., Mayhew, P. J. and Hill, J. K. (2007). The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conservation Biology*, 21(1), 133-141. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00557.x>
- Hammer, Ø., Harper, D. A. and Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1), 9.
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432. <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Holdridge, L. R. (1967). Life zone ecology. (rev. ed.). IDEAM. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2018). Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia.
- IGAC. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. (2015). Mapa digital de suelos de Colombia, escala 1:100.000. formato shapefile, versión en proceso de revisión. (Colombia).
- Jaccard, P. (1901). Étude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et des Jura. *Bull Soc Vaudoise Sci Nat*, 37, 547-579.
- Jaramillo, A. (2019). Wedge-tailed Grass-finch (*Emberizoides herbicola*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D. A. and de Juana, E. (eds.). Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions. <https://www.hbw.com/node/62088>
- Jordano, P. and Schupp, E. W. (2000). Seed disperser effectiveness: The quantity component and patterns of seed rain for *Prunus mahaleb*. *Ecological Monographs*, 70(4), 591-615. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2000\)070\[0591:SDETQC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2000)070[0591:SDETQC]2.0.CO;2)
- Kahmen, S. (2004). Plant trait responses to grassland management and succession. *Dissertationes Botanicae*, 382, 1-122.
- Latja, P., Valtonen, A., Malinga, G. M. and Roininen, H. (2016). Active restoration facilitates bird community recovery in an Afrotropical rainforest. *Biological Conservation*, 200, 70-79. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.035>
- Leishman, M. R., Wright, I. J., Moles, A. T. and Westoby, M. (2000). The evolutionary ecology of seed size. Seeds: the ecology of regeneration in plant communities, 2, 31-57. <https://doi.org/10.1079/9780851994321.00>
- MacGregor-Fors, I., Blanco-García, A. and 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.001>
- Margalef, R. (1958). Information theory in ecology. *Gen. Systems*, 3, 36-71.
- McMullan, M., Donegan, T. M. and Quevedo, A. (2010). Field guide to the birds of Colombia. Fundación ProAves.
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E. y Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(4), 1249-1261. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>
- Oksanen, J. (2010). Vegan: community ecology package. Recuperado el 21 de Agosto de 2021, de <https://vegan.r-forge.r-project.org/>
- Oreja, J. G., de la Fuente-Díaz-Ordaz, A. A., Hernández-Santín, L., Buzo-Franco, D. y Bonache-Regidor, C. (2010). Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de especies. Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México. *Animal biodiversity and conservation*, 33(1), 31-45. <https://doi.org/10.32800/abc.2010.33.0031>
- Ortega-Álvarez, R. and Lindig-Cisneros, R. (2012). Feathering the scene: The effects of ecological restoration on birds and the role birds play in evaluating restoration outcomes. *Ecological Restoration*, 30(2), 116-127. <https://doi.org/10.3368/er.30.2.116>
- Ortega-Álvarez R., Lindig-Cisneros, R. MacGregor-Fors, I. Renton, K. and Schondube, J. E. (2013). Avian community responses to restoration efforts in a complex volcanic landscape. *Ecological Engineering*, 53, 275-283. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.058>
- Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of theoretical biology*, 13, 131-144. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- Pigot, A. L., Sheard, C., Miller, E. T., Bregman, T. P., Freeman, B. G., Roll, U., Seddon, N., Trisos, C. H., Weeks, B. C. and Tobias, J. A. (2020). Macroevolutionary convergence connects morphological form to ecological function in birds. *Nature Ecology & Evolution*, 4, 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-1070-4>
- Ralph, C. J., Droege, S. and Sauer, J. R. (1995). Managing and monitoring birds using point counts: standards and applications. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station: p. 161-168, 149.
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., DeSante, D. F. y Milá, B. (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. <https://doi.org/10.2737/PSW-GTR-159>
- R Development Core Team, R. C. (2020). R language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical. *Computing*. <https://www.r-project.org/>
- Remsen, J. V. Jr., Areta, J. I., Bonaccorso, E., Claramunt, S., Del-Rio, G., Jaramillo, A., Lane, D. F., Robbins, M. B., Stiles, F. G., and Zimmer, K. J. (11 de febrero de 2020). *A classification of the bird species of South America*. Museum of Natural Science, Louisiana State University. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>
- Rurangwa, M. L., Matthews, T. J., Niyigaba, P., Tobias, J. A. and Whittaker, R. J. (2021). Assessing tropical forest restoration after fire using birds as indicators: An afrotropical case study. *Forest Ecology and Management*, 483, 118765. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118765>

- S. F. Applicality Ltd. (3 de Agosto de 2024). *Mobile Topographer*. Athens, Greece. <https://www.applicality.com/mobile-topographer/>
- SAS. Planet. (03 de agosto de 2024). *SAS Planet 160707*. Russia. <https://sasgis.org/>
- Schmidt, V. y Schaefer, H. M. (2004). Unlearned preference for red may facilitate recognition of palatable food in young omnivorous birds. *Evolutionary Ecology Research*, 6(6), 919-925.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148), 688.
- Smith E. P. and van Belle G. (1984). "Nonparametric estimation of species richness" *Biometrics*, 40(1), 119-129. <https://doi.org/10.2307/2530750>
- Sorensen, T. (1948). A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biol. Skr*, 5, 1-34.
- Spotswood, E. N., Goodman, K. R., Carlisle, J., Cormier, R. L., Humple, D. L., Rousseau, J., Guers, S. L. and Barton, G. G. (2012). How safe is mist netting? Evaluating the risk of injury and mortality to birds. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(1), 29-38. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00123.x>
- Sylvester, J., Valencia, J., Verchot, L. V., Chirinda, N., Sanchez, M. A. R., Quintero, M. and Castro-Nunez, A. (2020). A rapid approach for informing the prioritization of degraded agricultural lands for ecological recovery: A case study for Colombia. *Journal for Nature Conservation*, 58, 125921. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125921>
- Vargas, C. E. C., Callejas, S. D. S. y Pisco, A. F. M. (2019). Plantas amenazadas de la colección viva del Jardín Botánico de Bogotá. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 15(2), 45-56. <https://doi.org/10.18359/rfcb.4382>
- Walker, B. H. (1992). Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation biology*, 6(1), 18-23. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.610018.x>
- Wenny, D. G., De Vaut, T. L., Johnson, M. D., Kelly, D., Sekercioglu, C. H., Tomback, D. F. y Whelan, C. J. (2011). The need to quality ecosystem services provided by birds. *Journal of Ornithology*, 128(1), 1-14. <https://doi.org/10.1525/auk.2011.10248>
- Whelan, C. J., Wenny, D. G. and Marquis, R. J. (2008). Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134(1), 25-60. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., de la Rosa, C., Rivadeneira, M. M. and Jetz, W. (2014). EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals: Ecological Archives E095-178. *Ecology*, 95(7), 2027-2027. <https://doi.org/10.1890/13-1917.1>
- Zanini, L. and Ganade, G. (2005). Restoration of *Araucaria* forest: the role of perches, pioneer vegetation, and soil fertility. *Restoration Ecol.*, 13(3), 507- 514. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00063.x>

ANEXO. LISTADO DE ESPECIES ENCONTRADAS EN ÁREA DE ESTUDIO, CON COLUMNAS DE PRESENCIAS/ AUSENCIA (1/0) PARA CADA UNA DE LAS ETAPAS DEL PRESENTE MONITOREO Y EL BOSQUE DE REFERENCIA (BR).

ID	Orden	Familia	Especie	E1	E2	E3	BR
1	Galliformes	Cracidae	<i>Ortalis columbiana</i>	1	1	1	0
2		Odontophoridae	<i>Colinus cristatus</i>	1	1	1	0
3	Columbiformes	Columbidae	<i>Patagioenas fasciata</i>	1	1	1	1
4			<i>Patagioenas subvinacea</i>	0	0	0	1
5			<i>Leptotila verreauxi</i>	1	1	0	0
6		Cuculidae	<i>Zenaida auriculata</i>	0	0	1	0
7			<i>Crotophaga ani</i>	1	1	1	0
8			<i>Piaya cayana</i>	1	1	1	0
9	Apodiformes	Apodidae	<i>Streptoprocne zonaris</i>	1	1	1	0
10			<i>Chaetura cinereiventris</i>	0	0	0	1
11			<i>Aeronautes montivagus</i>	0	1	1	0
12		Trochilidae	Trochilidae sp1	1	1	1	0
13			Trochilidae sp2	1	0	0	0

ID	Orden	Familia	Especie	E1	E2	E3	BR
14	Apodiformes	Trochilidae	<i>Colibri cyanotus</i>	1	1	1	0
15			<i>Adelomyia melanogenys</i>	0	1	1	0
16			<i>Coeligena prunellei</i>	1	0	0	0
17			<i>Ocreatus underwoodii</i>	0	0	1	0
18			<i>Chlorostilbon poortmani</i>	1	1	1	1
19			<i>Saucerottia castaneiventris</i>	0	1	1	0
20			<i>Saucerottia cyanifrons</i>	0	1	0	0
21			<i>Uranomitra franciae</i>	1	1	1	0
22	Cathartiformes	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	1	1	1	1
23			<i>Cathartes aura</i>	1	1	1	1
24	Accipitriformes	Accipitridae	<i>Morphnarchus princeps</i>	0	0	1	0
25			<i>Rupornis magnirostris</i>	1	1	1	1
26	Strigiformes	Strigidae	<i>Asio stygius</i>	1	0	0	0
27	Piciformes	Ramphastidae	<i>Aulacorhynchus prasinus</i>	0	1	1	0
28		Picidae	<i>Melanerpes rubricapillus</i>	0	0	1	0
29			<i>Picoides fumigatus</i>	0	0	0	1
30			<i>Colaptes rubiginosus</i>	0	0	1	0
31			<i>Colaptes rivolii</i>	0	0	0	1
32	Falconiformes	Falconidae	<i>Milvago chimachima</i>	0	1	1	0
33			<i>Falco sparverius</i>	0	1	0	0
34	Passeriformes	Grallariidae	<i>Grallaria ruficapilla</i>	0	1	1	1
35		Furnariidae	<i>Premnoplex brunnescens</i>	0	0	0	1
36			<i>Synallaxis albescens</i>	0	0	1	0
37			<i>Synallaxis azarae</i>	1	1	1	1
38		Tyrannidae	<i>Mionectes striaticollis</i>	1	1	0	0
39			<i>Tolmomyias sulphureus</i>	0	0	1	0
40			<i>Zimmerius chrysops</i>	1	1	1	1
41			<i>Elaenia flavogaster</i>	1	1	0	0
42			<i>Elaenia frantzii</i>	0	1	1	1
43			<i>Phyllomyias nigrocapillus</i>	0	1	0	1
44			<i>Myiodynastes chrysocephalus</i>	1	0	1	1
45			<i>Myiozetetes cayanensis</i>	1	0	0	0
46			<i>Tyrannus melancholicus</i>	1	1	1	0
47			<i>Knipolegus poecilurus</i>	0	0	1	0
48			<i>sayornis nigricans</i>	0	1	0	0
49			<i>Empidonax</i> sp	1	0	0	0
50			<i>Contopus virens</i>	0	1	0	0

ID	Orden	Familia	Especie	E1	E2	E3	BR
51	Passeriformes	Vireonidae	<i>Vireo flavifrons</i>	0	0	0	1
52			<i>Vireo leucophrys</i>	0	0	1	0
53		Corvidae	<i>Cyanocorax yncas</i>	0	0	1	0
54		Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	0	0	1	0
55			<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	1	0	0	0
56		Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	1	1	1	0
57			<i>Campylorhynchus griseus</i>	1	0	1	0
58			<i>Henicorhina leucophrys</i>	0	0	0	1
59		Turdidae	<i>Myadestes ralloides</i>	0	0	0	1
60			<i>Catharus ustulatus</i>	1	0	0	1
61			<i>Turdus flavipes</i>	1	1	1	0
62		Fringillidae	<i>Turdus ignobilis</i>	1	1	1	1
63			<i>Turdus fuscater</i>	0	1	1	0
64			<i>Spinus psaltria</i>	1	1	1	0
65		Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	1	1	1	1
66			<i>Atlapetes albinucha</i>	0	0	0	1
67			<i>Atlapetes albobrenatus</i>	0	0	1	1
68		Icteridae	<i>Icterus chrysater</i>	1	1	1	1
69		Parulidae	<i>Parulidae sp</i>	1	0	0	0
70			<i>Setophaga pitiayumi</i>	1	0	0	0
71			<i>Setophaga fusca</i>	1	1	0	1
72		Cardinalidae	<i>Setophaga petechia</i>	0	0	0	1
73			<i>Myioborus miniatus</i>	1	1	1	1
74			<i>Piranga flava</i>	0	1	0	0
75		Thraupidae	<i>Piranga rubra</i>	1	1	0	1
76			<i>Diglossa caerulea</i>	0	0	0	1
77			<i>Diglossa cyanea</i>	0	0	0	1
78		Thraupidae	<i>Volatinia jacarina</i>	1	1	0	0
79			<i>Sporophila nigricollis</i>	1	1	1	0
80			<i>Saltator atripennis</i>	0	0	0	1
81			<i>Saltator striatipennis</i>	0	1	1	0
82			<i>Emberizoides herbicola</i>	0	0	1	0
83			<i>Tiaris olivacea</i>	0	1	1	0
84			<i>Pipraeidea melanonota</i>	0	0	0	1
85			<i>Anisognathus somptuosus</i>	1	1	0	1
86			<i>Stilpnia heinei</i>	0	0	1	1
87			<i>Stilpnia vitriolina</i>	1	1	1	1

ID	Orden	Familia	Especie	E1	E2	E3	BR
88	Passeriformes	Thraupidae	<i>Stilpnia cyanicollis</i>	1	0	0	0
89			<i>Tangara nigroviridis</i>	1	1	0	1
90			<i>Tangara labradorides</i>	0	0	0	1
91			<i>Tangara xanthocephala</i>	1	1	0	0
92			<i>Tangara parzudakii</i>	0	0	0	1
93			<i>Thraupis episcopus</i>	0	0	1	0
94			<i>Thraupis palmarum</i>	0	1	1	0