

Las perchas para aves como estrategia de restauración en la microcuenca del río La Vega, Tunja, Boyacá

● Carlos Andrés Villate-Suárez*, ● Francisco Cortés-Pérez

Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia

Resumen

Las perchas para aves son estructuras que pueden influenciar la dispersión de semillas y favorecer la sucesión vegetal. En la microcuenca del río La Vega hay pastizales con fines pecuarios, especies exóticas invasoras y pérdida de vegetación nativa arbórea y arbustiva del área de ribera. En este contexto, el objetivo del presente estudio fue evaluar las perchas artificiales en la ribera del río como estrategia de restauración, y su influencia sobre la dispersión de semillas y el reclutamiento de plántulas. Para tal efecto, se diseñó un experimento con tres tratamientos, T0: sin perchas, T1: con percha artificial y T2: con percha natural. Bajo cada percha se ubicó una trampa para retener las semillas dispersadas y, además, se capturaron aves para obtener sus excretas y determinar las principales especies dispersoras de semillas y las especies vegetales dispersadas. Mediante el test de Mann-Whitney se demostró que el tratamiento con percha artificial favoreció la dispersión de semillas de plantas ornitócoras, pero el reclutamiento de plántulas bajo las perchas no fue significativo. Las principales especies dispersoras fueron *Turdus fuscater* y *Pheucticus aureoventris* y las semillas más dispersadas las de *Acacia melanoxylon*, *Muehlenbeckia tamnifolia* y *Morella pubescens*. En conclusión, las perchas artificiales aumentaron la dispersión de semillas, pero el reclutamiento de especies ornitócoras bajo ellas fue limitada a pesar de la escarificación del suelo realizada como ayuda para eliminar la competencia de las especies de sucesión temprana. © 2018. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.

Palabras clave: Avifauna; Ecología de la restauración; Dispersión de semillas; Reclutamiento de plántulas; Lluvia de semillas.

Bird perches as restoration strategy in the micro-basin of La Vega River, Tunja, Boyacá

Abstract

Perches for birds are structures that may influence seed dispersal and boost the succession. The riparian areas of La Vega micro-basin are characterized by the presence of exotic species, pastures with livestock purposes, and loss of native vegetation. In this context, the objective of this study was to evaluate the bird perches on the riverbank as a restoration strategy, as well as their influence on seed dispersal and seedling recruitment. To do so, we designed an experiment with three treatments, T0: without perches, T1: with artificial perches, and T2: with natural perches. We placed a trap under each perch to retain dispersed seeds and we captured birds to retrieve the seeds from their feces and determine the main dispersing bird species and the main dispersed vegetal species. The de U Mann-Whitney test showed that the treatment with the artificial perches favored the dispersion of ornitocorous plants seeds. However, seedling recruitment in the plots under the perches was not significant. The main dispersing species were *Turdus fuscater* and *Pheucticus aureoventris* and the most dispersed seeds those of *Acacia melanoxylon*, *Muehlenbeckia tamnifolia*, and *Morella pubescens*. In conclusion, artificial perches increased seed dispersal, but the recruitment under them was limited despite implementing soil scarification to eliminate the competition with early succession species. © 2018. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.

Key words: Birds; Ecology restoration; Seed dispersal; Seedling recruitment; Seed rain.

Introducción

La ecología de la restauración es la disciplina que se encarga de proporcionar conceptos, modelos, experimentos y métodos de apoyo a la práctica de la restauración ecológica (Society for Ecological Restoration, SER, 2004). Para el caso de trabajos con ecosistemas ribereños, la restauración ecológica busca aumentar la cobertura vegetal nativa, mantener las relaciones ecológicas y mejorar la interacción de

los componentes bióticos y abióticos (Jarro & Montoya, 2004). El bosque de ribera cumple varias funciones ecológicas de importancia crítica (Sievers, *et al.*, 2017), entre

*Correspondencia:

Carlos Andrés Villate-Suárez, cavsoft@hotmail.com

Recibido: 23 de febrero de 2018

Aceptado: 28 de junio de 2018

Editor: Elizabeth Castañeda

ellas, la regulación de la temperatura, la filtración y la retención de nutrientes (Musetta, *et al.*, 2017) y la reducción de la escorrentía superficial (Chase, *et al.*, 2016); simultáneamente, proporciona el hábitat y facilita el tránsito de organismos silvestres entre parches de vegetación, tanto en ambientes fragmentados como continuos (Derugin, *et al.*, 2016), gracias a que el ancho de estas áreas puede favorecer el establecimiento de fauna (Montilla & Pacheco, 2017).

Las aves son uno de los grupos faunísticos claves en procesos de regeneración de bosques por su papel en la dispersión de semillas (Marthy, *et al.*, 2017), pero algunas especies evitan visitar lugares degradados debido a la poca disponibilidad de frutos, la ausencia de sitios adecuados para descansar y la exposición a la depredación (McClanahan & Wolfe, 1993; Graham & Page, 2012), lo cual puede representar una barrera para la regeneración de los bosques (Holl, 1999; Renjifo, 1999; Wright, *et al.*, 2016).

Dadas las dificultades de las aves en el proceso de dispersión de semillas, las cuales les impiden llegar a lugares alejados de los parches de bosque (Holl, 1998; Holl, *et al.*, 2011), varios autores han propuesto las perchas artificiales como un mecanismo que puede aumentar la llegada de aves dispersoras de semillas en espacios abiertos y así enriquecer el banco de semillas del suelo (Vicente, *et al.*, 2010; Athiê & Dias, 2016). Estas estructuras pueden actuar con mayor eficacia si están cerca al borde de bosque, ya que algunos gremios de aves las utilizan durante el forrajeo, el descanso y el tránsito entre fragmentos (Holl, 1998; Graham & Page, 2012; Hooper, *et al.*, 2005; Vogel, *et al.*, 2016).

La eficacia de las perchas artificiales se ha probado mediante el registro de las aves que se posan en ellas (Velasco & Vargas, 2004; Vogel, *et al.*, 2016), aunque esta no es la única forma de comprobar su utilidad y actualmente se hace énfasis en su finalidad principal de reclutamiento de plántulas bajo ellas (Reid & Holl, 2013). El reclutamiento puede registrarse al inicio y al final del experimento y se le considera un indicador más apropiado de la efectividad de las perchas artificiales (Guidetti, *et al.*, 2016; Reid & Holl, 2013). Existen varios tipos y configuraciones de perchas artificiales (McDonnell & Stiles, 1983; Reis, *et al.*, 2003); generalmente, las más utilizadas por razones de costo, instalación y efectividad son las perchas artificiales de varas cruzadas, que han arrojado mejores resultados en cuanto al número de visitas, de semillas y de plántulas reclutadas bajo ellas, en comparación con las perchas de cables aéreos y plantas enredaderas (Graham & Page, 2012; Dias, *et al.*, 2014; Athiê & Dias, 2016; Vogel, *et al.*, 2016).

En la microcuena del río La Vega bajo estudio hay problemas como la introducción de especies vegetales invasoras, el uso del suelo con fines agropecuarios y la minería a cielo abierto, actividades que conllevan la pérdida de funciones del ecosistema como la regulación (caudal y sedimentos del río, prevención de erosión e inundaciones) y la disponibilidad del hábitat para fauna y flora (De Groot, *et al.*, 2002; Gómez-Baggethun & de Groot, 2007).

En este sentido, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la eficacia de las perchas artificiales en la dispersión de semillas ornitócoras como estrategia de restauración en la ribera del río la Vega (Tunja, Boyacá), así como identificar las especies de aves dispersoras y las especies vegetales dispersadas en esta microcuena.

Materiales y métodos

El estudio se extendió durante un año, desde septiembre de 2015 hasta agosto de 2016, en la microcuena del río La Vega, localizada en la cordillera oriental colombiana, entre el municipio de Motavita y la ciudad de Tunja en el departamento de Boyacá, a una altitud de 2.700 msnm (5° 36' 36" N - 73° 26' 24" O), con una temperatura media anual de 13,2 °C, humedad relativa del 80 % y una precipitación media anual de 702,9 mm de régimen bimodal con picos en los meses de abril a mayo y de octubre a noviembre (Centro de Información Meteorológica-UPTC, 2015, 2016). Estas características permiten clasificarla como una zona de vida de bosque seco montano bajo (bs-MB) (Holdridge, 1987). El área de estudio corresponde a un pastizal ribereño dominado por *Cenchrus clandestinus* y, en menor proporción, por *Holcus lanatus*, *Anthoxanthum odoratum*, algunos arbustos de *Dodonaea viscosa*, *Baccharis macrantha*, y parches de retamo liso (*Genista monsspesulana*); a lo largo de la microcuena se desarrollan actividades pecuarias, pero en el sitio del experimento el pastizal fue abandonado hace aproximadamente 10 años. Las coberturas vegetales cercanas corresponden a matorrales mixtos, con presencia de especies nativas como *Croton purdei*, *Xylosma spiculifera*, *Hesperomeles goudotiana*, *Baccharis macrantha* y *Muehlenbeckia tamnifolia*. También se presentan plantaciones de especies forestales (*Acacia decurrens* y *Eucalyptus globulus*) y una población mínima de alisos (*Alnus acuminata*).

Montaje experimental. Para evaluar la eficacia de perchas artificiales en el área de la ribera se elaboró un diseño con tres tratamientos: a) T0: sin perchas, b) T1: con perchas artificiales y c) T2: con perchas naturales (Figura 1). En cada tratamiento se instalaron 10 trampas para semillas (n=30). Las trampas se elaboraron con polietileno multicapa en forma piramidal, soportadas en una estructura de PVC de 60 cm de altura, y un área de 3.600 cm². En la parte inferior de cada trampa se colocó un vaso de plástico para la retención de las semillas, con orificios laterales como sistema de drenaje (Gorchov, *et al.*, 1993; Graham & Page, 2012). Con el fin de ampliar el reclutamiento de plántulas, se escarificó una parcela de 1 m² al lado de cada trampa de semillas. La escarificación consiste en retirar la capa de pastizal dejando el suelo expuesto y 'descompactado' hasta una profundidad de 36 cm (Barrera, *et al.*, 2010; Reyes, *et al.*, 2014). Cada parcela fue aislada con una zanja de 30 cm de ancho por 30 cm de profundidad para evitar la invasión de estolones, rizomas y retoños. Antes de la escarificación se hizo el registro de las especies presentes en las parcelas,

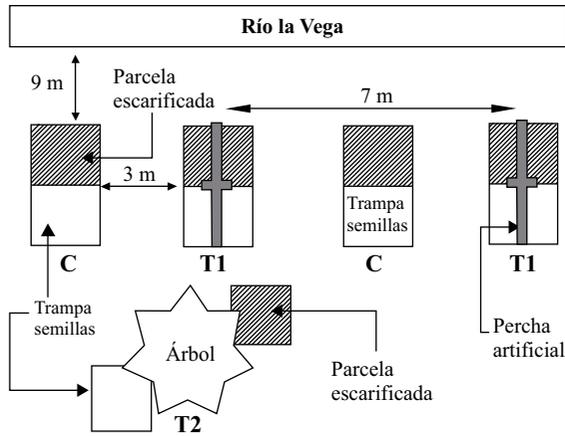


Figura 1. Vista de los tres tratamientos empleados. Se muestran dos réplicas del tratamiento con perchas artificiales, T1, dos réplicas del control, C, y una del T2. Las trampas están representadas por los cuadros blancos y las parcelas escarificadas por los cuadros rayados.

de su cobertura y frecuencia, delimitando un área de 1 m², (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974; Ramírez, 2006), y cada tres meses se registraron las mismas variables durante el año de estudio.

Las diez perchas artificiales elaboradas para el tratamiento T1 se ubicaron de forma paralela a una distancia de 9 m del cauce del río; constaban de postes de 2,5 m de alto y 4 cm de ancho y una vara cruzada con una longitud de 1,70 m y 3 cm de ancho unida en la parte superior de forma horizontal (Holl, 1998; Holl & Kappelle, 1999). Las diez perchas naturales (T2) fueron cuatro árboles de *A. decurrens*, tres de *A. acuminata* y tres de *C. purdiei* de más de 2 m de altura escogidos al azar de las especies presentes dentro de dos parches de vegetación cercanos.

El contenido de las trampas para semillas se recogió cada 20 días durante el año de estudio. Las semillas se recolectaron a partir de frutos maduros de las especies presentes en el área de estudio y se identificaron en el laboratorio con ayuda de un estereoscopio. Como respaldo se consultaron trabajos de recolección de semillas en áreas de bosque alto andino (Alarcón & Parada, 2009; Rosero, 2010). Para clasificar el mecanismo de dispersión de las semillas, se tuvo en cuenta si estaban envueltas en las excretas y se corroboró consultando la literatura especializada (Mahecha, et al., 2004).

Identificación de aves dispersoras. Para las observaciones se utilizaron siete puntos de conteo intensivos (Ralph, et al., 1996) distribuidos dentro de los parches de vegetación aledaños y el pastizal del área ribereña (sitio de estudio); el tiempo de conteo fue de 15 minutos por punto desde las 06:00 hasta las 11:00 y de las 15:00 a las 17:00 horas durante cuatro días al mes a lo largo del año de estudio; se utilizaron binoculares de 10x50, grabadora, cámara digital y guía de campo especializada (Asociación Bogotana de Ornitología - ABO, 2000). Para identificar las semillas consumidas, se abrieron cuatro redes de niebla (12 x 2,6 m con ojo de malla de 30 mm), una por cada tipo de cobertura, pastizal, matorral

y plantación forestal, entre las 6:00 y las 11:00 horas durante tres días al mes a lo largo del año de estudio (Villarreal, et al., 2004), las cuales se revisaban cada 20 minutos para prevenir muertes, lesiones o depredación (Villarreal, et al., 2004). Una vez liberada de la red, el ave se introducía durante 20 a 30 minutos en una bolsa de tela de algodón para obtener sus excretas con las semillas (Gorchov, et al., 1993), y estas se identificaban utilizando la colección de referencia y trabajos previos sobre dispersión (Alarcón & Parada, 2009; Rosero, 2010); las aves capturadas fueron fotografiadas y seguidamente liberadas.

Análisis de datos. Para conocer la representatividad del muestreo y la riqueza de especies de aves en el área de estudio, se proyectaron curvas de acumulación agrupando los muestreos por meses (Villarreal, et al., 2004). Se utilizaron los estimadores no paramétricos Chao 1 y ACE (anexo 1, <https://www.racefyn.co/index.php/racefyn/article/downloadSuppFile/625/3000>) para la estimación de la abundancia de las especies (Colwell & Elsensohn, 2014). Para evaluar la importancia de cada especie de ave como agente de dispersión se calculó un índice de importancia de dispersión ($IID = (S * B) / 1000$) basado en la abundancia relativa de especies capturadas (B) y el porcentaje de muestras fecales con semillas obtenido de cada especie de ave (S). Las muestras que contenían por lo menos una semilla se contaron como un evento, aquellas con dos especies de semillas se contaron como dos, y así sucesivamente. Este índice oscila entre 0 y 10, el cero representa la ausencia de semillas en las excretas y el 10, una única especie de ave que dispersa todas las semillas (100 % de abundancia relativa). Este índice se tomó y se adaptó con base en los estudios de Aguilar, et al. (2014) y de Galindo, et al. (2000). Se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk para comprobar el supuesto de normalidad y luego el test de Kruskal-Wallis, seguido de la prueba de U Mann-Whitney, para identificar diferencias por pares entre los tratamientos. Se utilizó la prueba de correlación de Spearman para evaluar el grado de correlación entre las semillas recolectadas en las trampas y las precipitaciones de la zona (datos obtenidos de la estación climatológica del IDEAM ubicada en la UPTC-Tunja, 2015-2016). Se obtuvieron índices de diversidad de Shannon que luego se compararon con la prueba T de Hutchenson y se aplicó el índice de Berger-Parker para calcular la dominancia. Para evaluar las diferencias en la cobertura de las parcelas escarificadas entre muestreos, se aplicó la prueba de Friedman. Los análisis de diversidad se hicieron con PAST 3.15 y todas las pruebas estadísticas y gráficas con el programa R Wizard, versión 3.4 (Guisande, et al., 2014). Las curvas de acumulación se elaboraron con el programa EstimateS 9,1 (Colwell & Elsensohn, 2014)

Resultados

Identificación de aves y semillas. Mediante los registros visuales y auditivos, así como con las capturas, se reconocieron un total de 25 especies de aves pertenecientes a

17 familias (anexo 2, <https://www.racefyn.co/index.php/racefyn/article/downloadSuppFile/625/3001>), entre las cuales se destacaron *Synallaxis subpudica*, por ser endémica de los departamentos de Boyacá y Cundinamarca, y *Empidonax alnorum*, *Coccyzus americanus* y *Vireo flavoviridis*, por ser migratorias boreales (Naranjo, et al., 2012). En las redes de niebla se capturaron 11 especies de aves de las cuales se obtuvo un total de 82 excretas, compuestas, en su mayoría, por partes de artrópodos y restos de hojas y ramas; solo 27 excretas depositadas por cinco especies de aves contenían semillas (Tabla 1).

Índice de importancia de dispersión. Los registros evidenciaron que *Turdus fuscater* fue la especie que más semillas dispersó, con un índice de importancia de dispersión (IID) de 0,91, que corresponde al 48 % de las semillas totales; en sus excretas se encontraron: *A. melanoxylon*, *Morella pubescens* y *M. tamnifolia*. La segunda especie en importancia fue *Pheucticus aureoventris* con un IID de 0,87 y 32,2 % de semillas dispersadas; por su parte, *Zonotrichia capensis*, *E. alnorum* y *V. flavoviridis* tuvieron el IID más bajo (Tabla 2).

Identificación y cuantificación de semillas en las trampas. Durante el año de estudio se recogieron 4.821 semillas en las trampas: 749 (16 %) en el tratamiento de control (sin percha), 1.313 (27 %) bajo las perchas artificiales

y 2.759 (57 %) bajo las perchas naturales. El 20,24 % (976) de las semillas fueron dispersadas por aves y el resto mediante mecanismos de dispersión anemócora, barócora o varios mecanismos (policoria). Se descartó la quiroptero-coria debido a que las especies reportadas en el área son insectívoras (Alcaldía de Tunja, 2013) y hay que tener en cuenta que los murciélagos evitan perchar y transitar en áreas abiertas (como las del sitio donde se instalaron las perchas artificiales), debido a la mayor probabilidad de depredación por aves rapaces (Estrada, et al., 2007).

Para evaluar la eficacia de las perchas artificiales solo se consideraron las semillas ornitócoras (n=976). El test de Kruskal-Wallis (χ^2 al cuadrado=47.08; df=2; p=5,979, e-11<0,05) evidenció diferencias significativas entre los tratamientos (Figura 2), en tanto que la prueba de U Mann-Whitney evidenció diferencias significativas entre el tratamiento con perchas artificiales y el de perchas naturales (W=390; p=1,818; e-07<0,05).

Se identificaron diez especies de semillas recolectadas en las trampas, pertenecientes a nueve familias, entre las que se destacaron la Betulaceae, con 1.949 semillas, seguida de la Fabaceae, con 1.857 semillas. Por otro lado, entre las semillas dispersadas por aves (n=976), las más abundantes fueron las de *M. pubescens* (41,2 %, n=402) y *A. melanoxylon* (30,6 %, n=299) (Tabla 3).

Tabla 1. Semillas presentes en las excretas de las aves. Se identifican las especies de plantas a las que corresponden, las especies de aves dispersoras y el número de excretas con semillas por especie.

Familia	Especie	Total de semillas	Especie de ave dispersora	Número de excretas
Polygonaceae	<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>	17	<i>Turdus fuscater</i>	2
		7	<i>Vireo flavoviridis</i>	3
		5	<i>Empidonax alnorum</i>	3
		8	<i>Zonotrichia capensis</i>	4
Fabaceae	<i>Acacia melanoxylon</i>	5	<i>Zonotrichia capensis</i>	2
		25	<i>Turdus fuscater</i>	2
Myricaceae	<i>Morella pubescens</i>	19	<i>Turdus fuscater</i>	2
Verbenaceae	<i>Duranta mutisii</i>	41	<i>Pheucticus aureoventris</i>	9
Total semillas		127	Total excretas	27

Tabla 2. Índice de importancia de dispersión (IID) de las especies dispersadas por aves en la microcuencia del río La Vega. Se muestra el porcentaje de semillas en las muestras (n=127).

Especie de planta	Especie de ave					Total
	<i>P. aureoventris</i>	<i>T.fuscater</i>	<i>V. flavoviridis</i>	<i>E. alnorum</i>	<i>Z.capensis</i>	
<i>M. tamnifolia</i>	0	13,38	5,51	3,93	6,29	29,11
<i>Acacia melanoxylon</i>	0	19,68	0	0	3,93	23,61
<i>Morella pubescens</i>	0	14,96	0	0	0	14,96
<i>Duranta mutisii</i>	32,28	0	0	0	0	32,28
Total (%)	32,28	48,02	5,51	3,93	10,22	100,00
Abundancia de aves	27,03	19,00	11	8,11	35,14	100,00
IID (0-10)	0,87	0,91	0,06	0,03	0,36	

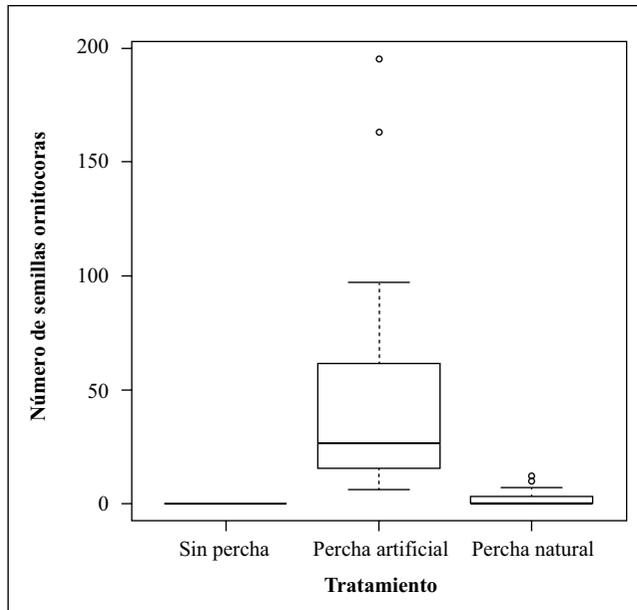


Figura 2. Diagrama de caja que evidencia las diferencias en el número de semillas ornitócoras recolectadas en las trampas de los tres tratamientos durante el año de estudio en la microcuenca del río La Vega.

Correlación entre la precipitación y las semillas en las trampas. No se evidenció una correlación entre la precipitación y las semillas ornitócoras recolectadas en las trampas (prueba de Spearman: $p=0,140$). El número más alto de semillas se registró entre julio y agosto de 2016 ($n=267$ semillas), y el más bajo, en septiembre de 2015 ($n=28$ semillas); los meses con mayor número de semillas no coincidieron con el mes de mayor precipitación (abril de 2016, con 96,2 mm), ni con el mes de menor precipitación (febrero de 2016, con 3,1 mm). Se puede inferir que el número de semillas podría relacionarse con la fenología de las plantas ornitócoras más dominantes y no con la precipitación.

Reclutamiento y dinámica de la sucesión en las parcelas escarificadas. Durante los 12 meses de seguimiento de los tres tratamientos en las parcelas escarificadas se registraron 33 especies de plantas distribuidas en 11 familias (anexo 3, <https://www.racefyn.co/index.php/racefyn/article/>

downloadSupFile/625/3002). Las familias con mayor número de especies fueron: Asteraceae con ocho especies (24,2 %), Fabaceae con siete (21,2%), Poaceae con cinco (15,2%), Solanaceae con tres (10 %), Apiaceae, Oxalidaceae y Cyperaceae con dos especies cada una (5,9 %), y, por último, Caryophyllaceae, Myrtaceae y Verbenaceae, con una especie cada una. La mayoría de estas especies tienen mecanismos de dispersión anemócora (87,1 %), un 6,45 % corresponde a ornitócoras y el otro 6,45 % a especies polícoras. Tres especies nativas de la familia Solanaceae con dispersión ornitócora germinaron en las parcelas durante el estudio: *Physalis peruviana*, *Solanum crinitipes* y *Lycianthes lycioides*. Al aplicar el índice de diversidad de Shannon (H') por tratamiento en cada muestreo, se encontró que el tratamiento de percha natural presentó los valores más bajos con respecto a los otros tratamientos; por su parte el tratamiento de control y el de perchas artificiales presentaron índices similares a lo largo del estudio (Figura 3). Utilizando los valores del índice en el último mes, se aplicó la prueba T de Hutchenson entre tratamientos: T0-T1 ($4,38=0,00001 < 0,05$); T0-T2 ($37,33=0,0 < 0,05$), y T1-T2 ($29,6=0,0 < 0,05$), con lo que se evidenciaron diferencias significativas. Por otra parte, los valores en el índice de dominancia de Berger-Parker evidenciaron diferencias significativas entre las parcelas de los tratamientos (Kruskal-Wallis: χ^2 al cuadrado=8,6705; $df=2$; $p=0,0131 < 0,05$), específicamente entre el tratamiento de percha natural y el de control (U M-Whitney: $p=0,021 < 0,05$). En la comparación de las coberturas entre los muestreos mediante la prueba de Friedman se comprobó que existieron diferencias durante los meses de estudio (χ^2 al cuadrado=57,886; $df=4$; $p=8,062, e-12 < 0,05$).

Discusión

Las perchas artificiales incrementaron la deposición de semillas en el área de ribera tal y como se ha observado en otros estudios con estas estructuras (Graham & Page, 2012; McClanahan & Wolfe, 1993; Vogel, et al., 2016). La deposición de semillas fue significativamente más alta debajo de las perchas artificiales en comparación con el control sin perchas, lo cual se debe a que las aves defecan más cuando se posan que durante el vuelo (Wunderle, 1997). Bajo las perchas naturales (árboles) se presentó menos deposición de semillas que bajo las perchas artificiales, en

Tabla 3. Cantidad de semillas dispersadas por aves encontradas en las trampas de los tres tratamientos

Especie	T0: sin percha	T1: percha artificial	T2: percha natural	Total
<i>Morella pubescens</i> Willd.		399	3	402
<i>Acacia melanoxyton</i> R. Br.		299		299
<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i> Kunth		182	38	220
<i>Duranta mutisii</i> L. f.		14		14
<i>Lycianthes lycioides</i> L.		30		30
<i>Phytolacca bogotensis</i> Kunth		6		6
<i>Rubus</i> sp	0	5		5
Total general	0	930	41	971

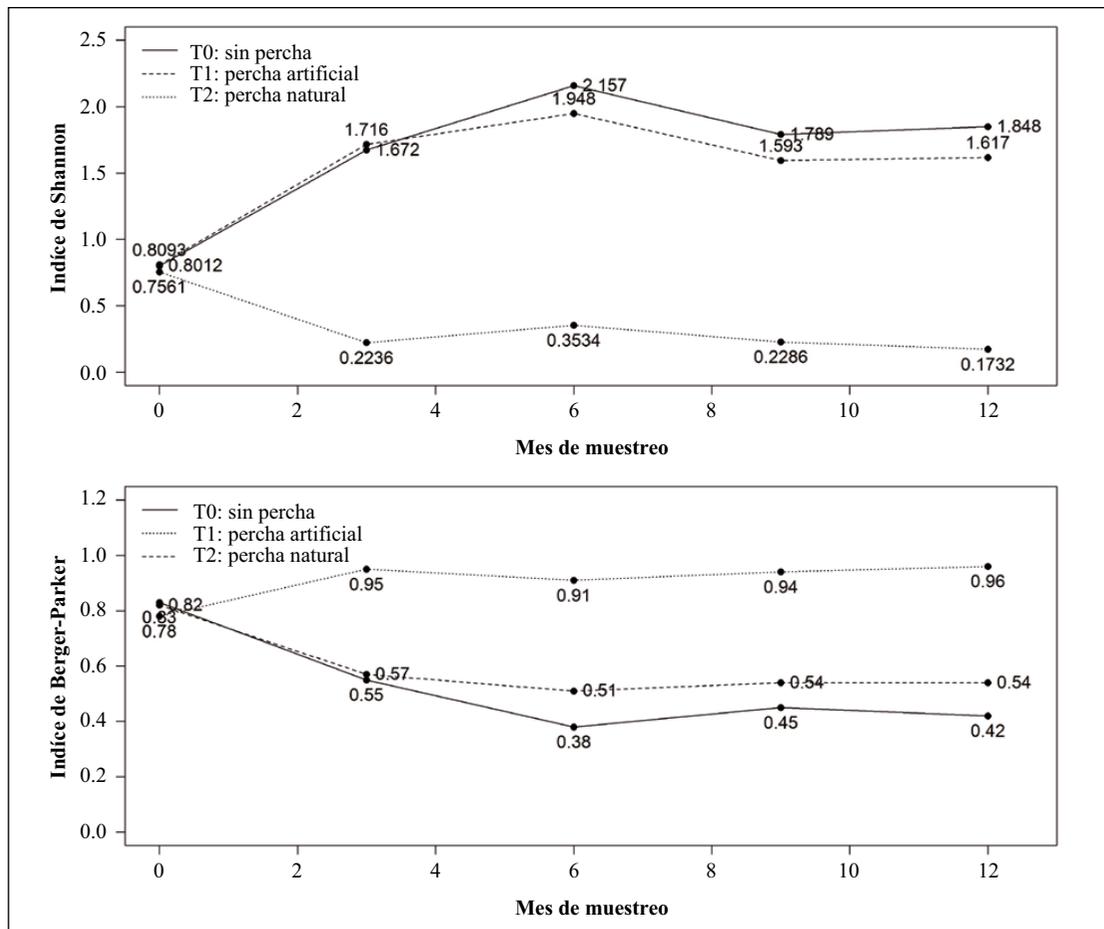


Figura 3. Cambios en los índices de los tratamientos durante el tiempo de estudio. A) Índice de diversidad de Shannon. B) Índice de dominancia de Berger-Parker.

contraposición a lo que mencionan **Athiê & Dias (2016)**, según los cuales las perchas naturales ofrecen recursos como frutas, insectos y protección que pueden contribuir a una mayor deposición. Por el contrario, en este estudio los árboles eran de dispersión anemócora y, por lo tanto, no brindaban frutos atractivos para las aves (**Pedley, 1978; Salazar & Jøker, 2000; Solorza, 2012**). En este tratamiento la escasa lluvia de semillas podría haber sido causada por la arquitectura de los árboles, puesto que las ramas y el follaje impedían la caída de algunas excretas en las trampas (**Zwiener, et al., 2014**).

Las semillas de tres especies de plantas sobresalieron en las deposiciones recolectadas en las trampas: *A. melanoxylon*, *M. pubescens* y *M. tamnifolia*, plantas que se caracterizan por producir gran cantidad de frutos pequeños, algunos coloridos y jugosos, como *M. tamnifolia*, que atraen aves oportunistas (**Snow, 1971; Solorza, 2012**), pues su pulpa está compuesta de azúcares y agua y tienen bajo contenido proteico, lo que ayuda a una digestión rápida y promueve una mayor frecuencia de consumo (**Levey, 1987; Restrepo, et al., 1999**). Se debe insistir en que *M. tamnifolia* ofreció frutos durante gran parte del estudio, lo cual se reflejó

en las deposiciones recogidas en las perchas artificiales. Según **Howe (2016)**, este tipo de especies dependen de la sobreabundancia de frutos para atraer dispersores. De todas maneras, el reclutamiento de plántulas de esta especie fue limitada en las parcelas escarificadas. Según **Norden (2014)**, existen varios filtros ecológicos que restringen la regeneración natural de la mayoría de plantas en los bosques subtropicales; en el caso de *M. tamnifolia*, las variables ambientales y los factores edáficos pudieron impedir la germinación y posterior establecimiento de las semillas (**Engelbrecht, et al., 2007; Norden, 2014**).

Por otra parte, *A. melanoxylon*, especie exótica de origen australiano, tiene semillas negras lustrosas y un funículo rojo que las rodea como principal recurso para atraer aves (**Solorza, 2012**), y sus semillas abundaron durante todo el año en las trampas de los tres tratamientos, lo cual concuerda con lo señalado por **Pedley (1978)** en cuanto a que la floración y fructificación de esta especie puede producirse durante todo el año, en especial en zonas con baja pluviosidad anual, como ocurre en el área de estudio. Las plantas exóticas invasoras generalmente producen frutos en tiempos de escasez para contrarrestar la competencia de

los dispersores de especies nativas, facilitando así su propagación y la colonización de nuevos sitios (Gosper, *et al.*, 2005). Las semillas del laurel de cera, *M. pubescens*, fueron las más abundantes bajo las trampas del tratamiento con perchas artificiales durante los meses de junio y julio, lo cual concuerda con el periodo de fructificación reportado por Mahecha, *et al.* (2004). Esta planta ofrece frutos en abundancia y ha sido estudiada por su capacidad para asociarse con hongos y bacterias del suelo (Urgiles, *et al.*, 2014).

En los tres tratamientos propuestos fue constante y abundante el número de semillas de *A. acuminata*, especie dispersada por el viento y presente en un parche cercano al experimento. En este sentido, en varios estudios los autores concuerdan en que la presencia o ausencia de perchas artificiales no influye en la dispersión de especies anemócoras (Dias, *et al.*, 2014; Ingle, 2003). En las parcelas escarificadas no se encontraron plántulas de aliso, lo cual indicaría una baja capacidad de aporte a la regeneración natural (Norden, 2014). Además, las plantaciones de alisos se comportan más como un inhibidor de la regeneración natural que como un catalizador (Murcia, 1997).

Aves y semillas dispersadas en la microcuenca. Las especies de aves encontradas en la zona de estudio se han registrado en altitudes similares (Amaya-Villareal & Renjifo, 2010; Stiles & Rosselli, 1998), sin embargo, la avifauna del sitio se puede catalogar como empobrecida si se compara con los estudios llevados a cabo en bosque alto andino, como el de Amaya-Villareal & Renjifo (2010), en el cual se registraron 40 especies de aves. Algunas de las aves encontradas en el presente estudio son de hábitos generalistas, como la mirla negra (*T. fuscater*); no se encontraron tinamúes, pavas, trogones y tucanes, aves propias de los bosques andinos conservados (Kattan, *et al.*, 1994; Renjifo, 2001). La mayoría de las aves que frecuentan las zonas perturbadas, como la estudiada, son omnívoras y basan su dieta en insectos y frutos de plantas pioneras y ruderales, comunes en los bordes de bosque y en sitios con vegetación secundaria (Jordano, *et al.*, 2006).

La familia más representada fue la Tyrannidae con cuatro especies (*E. alnorum*, *Mecocerculus leucophrys*, *Elaenia frantzii* y *Tyrannus melancholicus*). Según Athiê & Dias (2016) y Vogel, *et al.* (2016), estas aves se alimentan tanto en los bordes de bosque como de plantas aisladas, y capturan insectos en áreas abiertas a donde llevan semillas de especies pioneras, acelerando la regeneración natural. La única especie de esta familia que pudo ser capturada en este estudio fue *E. alnorum*, también conocido como atrapamoscas alisero, en cuyas excretas se encontraron semillas de *M. tamnifolia*. Esta familia de aves utiliza las perchas para tener mayor visibilidad del espacio aéreo y capturar insectos en vuelo (Bocchese, *et al.*, 2008). Por su parte, *T. fuscater* registró el IID más alto, debido a que dispersó tres especies: *M. tamnifolia*, *A. melanoxylon* y *M. pubescens*, posiblemente por sus hábitos generalistas que le permiten forrajear consumiendo frutos enteros, aunque

esta característica depende del tamaño y la accesibilidad del fruto (Renjifo, 1999), además, es una especie clave en la regeneración de sitios alterados (Velasco & Vargas, 2004) y por su condición generalista es recurrente en los ecosistemas alto andinos, adaptando su dieta y comportamiento al ambiente particular en el cual se encuentre (Rosselli, Zerda, & Candil, 2017; Stiles & Rosselli, 1998).

La especie más dispersada por aves fue *M. tamnifolia*, con cuatro dispersores, quizás por su oferta de frutos durante gran parte del año (Mahecha, *et al.*, 2004). El bajo peso, la forma, el color, el pequeño tamaño y la gran cantidad de sus frutos aumentan la preferencia de las aves y su dispersión, lo que los diferencia de los de otras especies que son de gran tamaño y no muy dispersadas porque su consumo es difícil para las aves de pico pequeño (Jordano, 2000). Por el contrario, una especie con frutos relativamente grandes (*D. mutisii*) se encontró en las excretas de *P. aureoventris*, un ave cuyo pico más fuerte y grande le permite alimentarse con frutos de mayor tamaño (Gosper, *et al.*, 2005). Algunos investigadores han relacionado las variaciones de forma y tamaño del pico como un mecanismo para reducir la competencia interespecífica por el aprovechamiento de recursos en los ensambles de aves (Eriksson, 2016; Pegman, *et al.*, 2016).

Los resultados muestran que la zona está dominada por especies de plantas exóticas que ofrecen recursos aprovechados por aves generalistas. Es probable que la falta de especies frugívoras especialistas se deba a su baja tolerancia para establecerse en áreas alteradas, como la zona de estudio (Gomes, *et al.*, 2008), de manera que el bajo número de especies dispersadas por aves sería el resultado de una limitada riqueza de plantas nativas productoras de frutos (Zahawi, *et al.*, 2013). Se puede decir que el área está transformada si se compara con la de estudios como el de Burgos, *et al.* (2003), donde las aves dispersaron otras plantas con frutos como *Viburnum thryphyllum*, *Miconia squamulosa*, *Shefflera bogotensis* y *Hedyosmum bonplandianum*.

En cuanto a los patrones de dispersión y precipitación, la deposición de semillas ornitócoras no tuvo relación con la época de lluvias, contrario a lo hallado para otros trabajos en los trópicos, en los cuales la dispersión por animales es más común durante la época húmeda y se ve influenciada por el patrón de fructificación de las plantas (Athiê & Dias, 2016; Zanini & Ganade, 2005). La poca correlación entre la cantidad de semillas encontradas y la precipitación pudo deberse a las estrategias utilizadas por algunas especies para disminuir la competencia por dispersores, tal y como se observó en *A. melanoxylon* y *M. tamnifolia*, que tienen frutos en las épocas secas (Solorza Bejarano, 2012; Pedley, 1978), pero podría haber mayor relación con la transformación de la vegetación del sitio, el cual aloja muy pocas especies nativas.

Reclutamiento en parcelas escarificadas. El bajo número de plántulas de especies con mecanismo de dispersión ornitócora reclutadas en las parcelas de los tratamientos

(*P. peruviana*, *S. crinitipes* y *L. lycioides*) pudo deberse al tiempo de estudio (12 meses), ya que según **Shiels & Walker** (2003), hay que darle más tiempo a las semillas dispersadas para germinar y establecerse, sin embargo, los resultados de este estudio concuerdan con el de **Graham & Page** (2012), en el cual el reclutamiento de plántulas no fue representativo en 19 meses de seguimiento. Es oportuno recalcar que no se encontraron las semillas de estas especies (*P. peruviana*, *S. crinitipes* y *L. lycioides*) en las trampas de ninguno de los tratamientos y las encontradas quizás fueron producto del banco de semillas del suelo. Con respecto al bajo reclutamiento de plántulas, existen factores como la predación de semillas, la erosión, la escasez de nutrientes en el suelo, la falta de precipitaciones y la competencia con plantas ruderales y exóticas (**Guariguata**, 1990; **Walker**, 1994), que se caracterizan por ser fuertes competidoras e invasoras, tales como *C. clandestinus* y las fabáceas *T. monspesulana* y *A. melanoxyton*. La gran dominancia y la poca riqueza de especies evidenciada en las parcelas debajo de los árboles es atribuible a la sombra y la hojarasca que producen, lo cual impidió el establecimiento de especies pioneras heliófilas (**Caluff & Fiallo**, 2008). En contraste, las parcelas de los tratamientos de control y de perchas artificiales tuvieron una diversidad mayor, debido a que condiciones como la alta luminosidad y la escasez de hojarasca permitieron el establecimiento de las especies (**Caluff & Fiallo**, 2008). Según, **Graham & Page** (2012), el ambiente debajo de las perchas puede no ser apto para todas las especies dispersadas allí, ya que algunas plántulas de especies de etapas de sucesión avanzadas no toleran los espacios abiertos y sus condiciones microambientales.

Conclusiones

Los resultados permiten concluir que las perchas artificiales aumentaron la dispersión de semillas en la zona de ribera. Sin embargo, el establecimiento de especies ornitócoras de estados de sucesión avanzados fue mínimo, ya que la germinación de algunas de las semillas dispersadas por las aves pudo verse limitada por las bajas precipitaciones de la zona y la competencia con especies de sucesión temprana. Aunque varios estudios han encontrado las mismas debilidades en la técnica con perchas artificiales (**de Almeida, et al.**, 2013), estas siguen utilizándose como apoyo en los proyectos de restauración ecológica, pues las estrategias que involucran fauna son limitadas y los restauradores no escatiman herramientas para recuperar los ecosistemas. Por otra parte, las especies de aves más abundantes fueron generalistas, las cuales están bien adaptadas a las zonas alteradas y lograron demostrar su importancia como dispersores de semillas. Por último, la efectividad de la escarificación para aumentar el reclutamiento de plántulas propias de la sucesión del bosque de ribera fue mínima, aunque debe tenerse en cuenta para estudios más extensos y en otros ecosistemas, ya que podría ser válida para cambiar y dinamizar la trayectoria de la sucesión ayudando a la germinación de especies dispersadas por aves y activando el banco de semillas del suelo.

Información suplementaria

Anexo 1. Curvas de acumulación de especies de aves. Vea el anexo 1 en: <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/downloadSuppFile/625/3000>

Anexo 2. Familias y especies de aves registradas en la zona de estudio. Vea el anexo 2 en: <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/downloadSuppFile/625/3001>

Anexo 3. Especies de plantas encontradas en las parcelas. Vea el anexo 3 en: <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/downloadSuppFile/625/3002>

Agradecimientos

A la Dirección de Investigaciones de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, por su colaboración. A los integrantes del Grupo de Investigación en Ecología de Bosques Andinos Colombianos. A los Biólogos Camilo Alfonso, Oscar Roa, Wilderson Medina, Juan Zabala, William Bravo y Catalina Cuevas, por su apoyo en las diferentes fases de este proyecto.

Contribución de los autores

Carlos Andrés Villate-Suárez: fase de campo, recolección, determinación taxonómica, análisis de datos y redacción del manuscrito. Francisco Cortés-Pérez: diseño del muestreo, fase de campo, redacción del manuscrito.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses.

Referencias

- Aguilar, M., Renjifo, L. M., & Pérez, J.** (2014). Seed dispersal by bats across four successional stages of a subandean landscape. *Biota Colombiana*, **15** (2): 087-101.
- Alarcón, D., & Parada, M.** (2009). Fenología reproductiva de especies ornitófilas y ornitócoras del estrato de sotobosque en dos habitats del parque natural municipal Ranchería (Paipa-Boyacá). *Trabajo de Pregrado UPTC*.
- Amaya-Villareal, Á. M., & Renjifo, L. M.** (2010). Efecto del retamo espinoso (*Ulex europaeus*) sobre las aves de borde en un bosque altoandino. *Ornitología Colombiana*, **10**: 11-25.
- Asociación Bogotana de Ornitología.** (2000). *Aves de la Sabana de Bogotá: guía de campo*. Bogotá, Colombia: Asociación Bogotana de Ornitología ABO-Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca CAR.
- Athiê, S., & Dias, M. M.** (2016). Use of perches and seed dispersal by birds in an abandoned pasture in the Porto Ferreira state park, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, **76** (1): 1-13.
- Barrera, J. I., Contreras, S. M., Garzón, N. V., Moreno, A. C., & Montoya, S. P.** (2010). *Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito Capital*. Bogotá, Colombia: Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana (PUJ).
- Bocchese, R. A., de Oliveira, A. K. M., Favero, S., dos Santos Garnés, S. J., & Laura, V. A.** (2008). Seed rain and seedling establishment under isolated trees and artificial

- perches by dispersal seed birds, on a Cerrado region, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, **16** (3): 207-213.
- Burgos, J., Villota, A., & Torres, S.** (2003). Aplicación de la metodología de complejos simpliciales en las interacciones biológicas de frugivoría y dispersión de semillas de un grupo de aves de la Reserva Biológica de Carpanta. *Colombia Forestal*, **8** (16): 31-47.
- Caluff, M. G., & Fiallo, V. R. F.** (2008). Malezas pteridofíticas de Cuba. *Revista Del Jardín Botánico Nacional*, **29**: 51-56.
- Chase, J. W., Benoy, G. A., Hann, S. W. R., & Culp, J. M.** (2016). Small differences in riparian vegetation significantly reduce land use impacts on stream flow and water quality in small agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*, **71** (3): 194-205.
- Colwell, R. K., & Elsensohn, J. E.** (2014). EstimateS turns 20: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, with non-parametric extrapolation. *Ecography*, **37** (6): 609-613.
- de Almeida, A., Marques, M. C. M., Ceccon, M. D. F., Vicente-Silva, J., & Mikich, S. B.** (2016). Limited effectiveness of artificial bird perches for the establishment of seedlings and the restoration of Brazil's Atlantic Forest. *Journal for Nature Conservation*, **34**: 24-32.
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J.** (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, **41** (3): 393-408.
- Derugin, V. V., Silveira, J. G., Golet, G. H., & Lebuhn, G.** (2016). Response of medium- and large-sized terrestrial fauna to corridor restoration along the middle Sacramento River. *Restoration Ecology*, **24** (1): 128-136.
- Dias, Umetsu, F., & Breier, T.** (2014). Contribution Of Artificial Perches To Seed Dispersal And Its Application To Forest Restoration. *Ciência Florestal, Santa Maria*, **24** (2): 501-507.
- Engelbrecht, B. M. J., Comita, L. S., Condit, R., Kursar, T. A., Tyree, M. T., Turner, B. L., & Hubbell, S. P.** (2007). Drought sensitivity shapes species distribution patterns in tropical forests. *Nature*, **447** (7140): 80.
- Eriksson, O.** (2016). Evolution of angiosperm seed disperser mutualisms: The timing of origins and their consequences for coevolutionary interactions between angiosperms and frugivores. *Biological Reviews*, **91** (1): 168-186.
- Estrada, S., Perez, J., & Stevenson, P.** (2007). Dispersión de Semillas por Murciélagos en un Borde de Bosque Montano. *Ecotropicos*, **20** (1): 1-14.
- Galindo, J., Guevara, S., & Sosa, V. J.** (2000). Bat- and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology*, **14** (6): 1693-1703.
- Gomes, L. G. L., Oostrá, V., Nijman, V., Cleef, A. M., & Kappelle, M.** (2008). Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in a tropical cloud forest. *Biological Conservation*, **141** (3): 860-871.
- Gómez-Baggethun, E., & de Groot, R.** (2007). Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. *Revista Ecosistemas*, **16** (3): 4-14.
- Gorchov, D. L., Cornejo, F., Ascorra, C., & Jaramillo, M.** (1993). The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. *Vegetatio*, **107-108** (1): 339-349.
- Gosper, C. R., Stansbury, C. D., & Vivian-Smith, G.** (2005). Seed dispersal of fleshy-fruited invasive plants by birds: contributing factors and management options. *Diversity and Distributions*, **11** (6): 549-558.
- Graham, L. B., & Page, S. E.** (2012). Artificial Bird Perches for the Regeneration of Degraded Tropical Peat Swamp Forest: A Restoration Tool with Limited Potential. *Restoration Ecology*, **20** (5): 631-637.
- Guariguata, M. R.** (1990). Landslide disturbance and forest regeneration in the upper Luquillo Mount0000ains of Puerto Rico. *The Journal of Ecology*, **78** (3): 814-832.
- Guidetti, B. Y., Amico, G. C., Dardanelli, S., & Rodriguez-Cabal, M. A.** (2016). Artificial perches promote vegetation restoration. *Plant Ecology*, **217** (7): 935-942.
- Guisande, C., Heine, J., González-DaCosta, J., & García-Roselló, E.** (2014). RWizard software. *Universidad de Vigo. España*.
- Holdridge, L.** (1987). *Ecología basada en zonas de vida*. San José de Costa Rica: Agroamérica.
- Holl, K.** (1998). Do perching bird structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned pasture? *Restoration Ecology*, **6** (3): 253-261. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1998.00638.x>
- Holl, K. D., Zahawi, R. A., Cole, R. J., Ostertag, R., & Cordell, S.** (2011). Planting Seedlings in Tree Islands Versus Plantations as a Large-Scale Tropical Forest Restoration Strategy. *Restoration Ecology*, **19** (4): 470-479.
- Holl, K., & Kappelle, M.** (1999). Tropical forest recovery and restoration (San Juan, Puerto Rico USA). *Trends in Ecology and Evolution*, **14** (10): 378-379.
- Hooper, E., Legendre, P., & Condit, R.** (2005). Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology*, **42** (6): 1165-1174.
- Howe, H. F.** (2016). Making dispersal syndromes and networks useful in tropical conservation and restoration. *Global Ecology and Conservation*, **6**: 152-178.
- Ingle, N.** (2003). Seed dispersal by wind, birds, and bats between Philippine montane rainforest and successional vegetation. *Oecologia*, **1340**: 251-261.
- Jarro, E., & Montoya, S.** (2004). Guía Técnica para la restauración de áreas de ronda y nacederos del distrito capital. *Bogotá, DC: DAMA*.
- Jordano, P.** (2000). Fruits and Frugivory. In M. Fenner (Ed.), *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, **2**: 125-166. New York: CABI publishing.
- Jordano, P., Galetti, M., Pizo, M. a, & Silva, W. R.** (2006). Ligando frugivoría e dispersão de sementes à biologia da conservação. In *Essências em Biologia da Conservação*, **5**: 411-436. São Paulo, Brasil.: Editorial Rima.
- Kattan, G. H., Alvarez-Lopez, H., & Giraldo, M.** (1994). Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology*, **8** (1): 138-146. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08010138.x>
- Levey, D. J.** (1987). Seed size and fruit handling techniques of avian frugivores. *The American Naturalist*, **129** (4): 471-485.
- Mahecha, G., Ovalle, A., Camelo, D., Roza, A., & Barrero, D.** (2004). Vegetación del territorio CAR. 450 especies de sus llanuras y montañas. *Bogotá, Colombia: Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca - CAR*
- Marthy, W., Clough, Y., & Tschardtke, T.** (2017). Assessing the potential for avifauna recovery in degraded forests in Indonesia. *Raffles Bulletin of Zoology*, **65**: 35-48.
- McClanahan, T., & Wolfe, R.** (1993). Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. *Conservation Biology*, **7** (2): 279-287.
- McDonnell, M. J., & Stiles, E. W.** (1983). The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. *Oecologia*, **119**-116

- Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, H.** (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley.
- Murcia, C.** (1997). Evaluation of Andean alder as a catalyst for the recovery of tropical cloud forests in Colombia. In *Forest Ecology and Management*, **99**: 163-170.
- Musetta, J., Muto, E., Kreutzweiser, D., & Sibley, P.** (2017). Wildfire in boreal forest catchments influences leaf litter subsidies and consumer communities in streams: Implications for riparian management strategies. *Forest Ecology and Management*, **391**: 29-41.
- Naranjo, L. G., Amaya, J. D., Eusse, D., & Cifuentes, Y.** (2012). Guía de las especies migratorias de la biodiversidad en Colombia: Aves vol. 1. *Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, WWF Colombia, Bogotá DC, Colombia*, 708.
- Norden, N.** (2014). De porqué la regeneración natural es tan importante para la coexistencia de especies en los bosques tropicales. *Colombia Forestal*, **17** (2): 247-261.
- Pedley, L.** (1978). A revision of acacia mill. In queensland. *Austrobaileya*, **1** (2): 75-234.
- Pegman, A. P. M., Perry, G. L. W., & Clout, M. N.** (2016). Size-based fruit selection by a keystone avian frugivore and effects on seed viability. *New Zealand Journal of Botany*, **55** (2):118-133.
- Plan de ordenamiento territorial ciudad de Tunja, B.** (2013). POT Tunja.
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., Desante, D. F., & Milá, B.** (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. (G. T. R. PSW-GTR159., Ed.). Albany, CA: U.S Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station.
- Ramirez, A.** (2006). *Ecología: métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades*. Bogotá, Colombia: Pontificia Universidad javeriana.
- Reid, J., & Holl, K. D.** (2013). Arrival \neq Survival. *Restoration Ecology*, **21** (2): 153-155.
- Reis, A., Bechara, F. C., Espindola, M. B. De, Vieira, N. K., & Souza, L. L. De.** (2003). Restauração de áreas degradadas : a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza e Conservação*, **1** (1): 28-36.
- Renjifo, L.** (2001). Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications*, **11** (1): 14-31.
- Renjifo, L. M.** (1999). Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology*, **13** (5): 1124-1139.
- Restrepo, C., Gomez, N., & Heredia, S.** (1999). Anthropogenic edges, treefall gaps, and fruit-frugivore interactions in a neotropical montane forest. *Ecology*, **80** (2): 668-685. <https://doi.org/10.1890/0012-9658>
- Reyes, J., Thiers, O., Gerding, V., & Donoso, P.** (2014). Effect of scarification on soil change and establishment of and artificial forest regeneration under *Nothofagus* spp. in Southern Chile. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, **14** (1): 115-127.
- Rosero, L.** (2010). *Estudios ecológicos en el Parque Natural Municipal Ranchería, un aporte para su conservación*. Tunja, Colombia: Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, CORPOBOYACÁ.
- Rosselli, L., Zerda, S. D. E. L. A., & Candil, J.** (2017). Changes in the Avifauna of a Relict Forest in the Peri-Urban Area of Bogota Throughout Fourteen Years. *Acta Biológica Colombiana*, **22** (2): 181-190.
- Salazar, R., & Jøker, D.** (2000). *Alnus acuminata. Seed Leaflet*, **1**: 2.
- Shoo, L. P., & Catterall, C. P.** (2013). Stimulating natural regeneration of tropical forest on degraded land: Approaches, outcomes, and information gaps. *Restoration Ecology*, **21** (6): 670-677.
- Sievers, M., Hale, R., & Morrongiello, J. R.** (2017). Do trout respond to riparian change? A meta-analysis with implications for restoration and management. *Freshwater Biology*, **62** (3): 445-457.
- Snow, D.** (1971). Evolutionary aspects of fruiting-eating by birds. *Ibis*, **113**: 194-202.
- Society for ecological restoration.** (2004). The SER international primer on ecological restoration. *Society for Ecological Restoration International Science and Policy Group*, **2** (2): 13.
- Solorza, J. H.** (2012). Evaluación de La Regeneracion de Acacia decurrens, Acacia melanoxylon y Ulex europaeus en Áreas en Proceso de Restauración Ecológica. *Luna Azul*, **34**: 66-80.
- Stiles, F. G., & Rosselli, L.** (1998). Inventario de las aves de un bosque altoandino: comparación de dos métodos. *Caldasia*, **20** (1): 29-43.
- Urgiles, N., Strauß, A., Loján, P., & Schübler, A.** (2014). Cultured arbuscular mycorrhizal fungi and native soil inocula improve development of two pioneer trees in the Andean region. *New Forests*, **45** (6): 859-874.
- Velasco, P., & Vargas, O.** (2004). Dinámica de la dispersión de plantas ornitócoras, reclutamiento y conectividad en fragmentos de bosque altoandino secundario (Reserva Natural Protectora, Coga Cundinamarca). *Acta Biológica Colombiana*, **9** (2): 121.
- Vicente, R., Martins, R., Zocche, J. J., & Harter-marques, B.** (2010). Seed dispersal by birds on artificial perches in reclaimed areas after surface coal mining in Siderópolis municipality, Santa Catarina State, Brazil. *Revista Brasileira de Biociencias*, **8** (1): 14-23.
- Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Umaña, A. M.** (2004). *Manual De Métodos Para El Desarrollo De Inventarios De Biodiversidad. Programa Inventarios de Biodiversidad*. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Vogel, H. F., Spotswood, E., Campos, J. B., & Bechara, F. C.** (2016). Annual changes in a bird assembly on artificial perches: Implications for ecological restoration in a sub-tropical agroecosystem. *Biota Neotropica*, **16** (1): e0069.
- Walker, L. R.** (1994). Effects of Fern Thickets on Woodland Development on Landslides in Puerto-Rico. *Journal of Vegetation Science*, **5** (4): 525-532.
- Wright, J. S., Calderón, O., Hernández, A., Detto, M., & Jansen, P. A.** (2016). Interspecific associations in seed arrival and seedling recruitment in a Neotropical forest. *Ecology*, **97** (10): 2780-2790.
- Wunderle, J. M.** (1997). The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. In *Forest Ecology and Management*, **99**: 223-235.
- Zahawi, R., Holl, K., Cole, R., & Reid, L.** (2013). Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology*, **50** (1): 88-96.
- Zwiener, V. P., Cardoso, F. C. G., Padial, A. A., & Marques, M. C. M.** (2014). Disentangling the effects of facilitation on restoration of the Atlantic Forest. *Basic and Applied Ecology*, **15** (1): 34-41.