



**UNIVERSIDAD  
DE ANTIOQUIA**

**El papel de las aves en los procesos iniciales de sucesión  
vegetal de áreas degradadas del Neotrópico: Una mirada a  
los gremios de aves y de plantas participantes**

**Ana Sofía Martínez Arbeláez**

**Universidad de Antioquia  
Facultad de Ingeniería, Escuela Ambiental  
Especialización en Gestión Ambiental  
Medellín, Colombia**

**2020**



El papel de las aves en los procesos iniciales de sucesión vegetal de áreas degradadas del Neotrópico: Una mirada a los gremios de aves y de plantas participantes.

**Ana Sofía Martínez Arbeláez**

Monografía presentada como requisito parcial para optar al título de: **Especialista en Gestión Ambiental**

Asesor(a):

Isabel Palacio

Bióloga

Universidad de Antioquia

Facultad de Ingeniería, Escuela Ambiental

Medellín, Colombia

2020

## CONTENIDO

CONTENIDO

RESUMEN

ABSTRACT

INTRODUCCIÓN.....	1
MARCO TEÓRICO .....	2
METODOLOGÍA.....	9
Colección de datos. ....	9
RESULTADOS .....	12
Gremios de aves que visitan las zonas degradadas. ....	12
Comparación de las formas de vida que están siendo más dispersadas entre perchas artificiales, arbustos remanentes y plantaciones naturales.....	14
CONCLUSIONES.....	17
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	18

## RESUMEN

La sucesión vegetal secundaria es el proceso de recuperación vegetal que ocurre en las áreas degradadas del neotrópico. Estos procesos dependen en gran parte de la dispersión de semillas que puedan proporcionar las aves y de estructuras, dentro de las zonas degradadas, que les brinden a estos organismos sitios de descanso alimentación o protección. Se revisaron 27 artículos en zonas degradadas del Neotrópico, los cuales registraron las plantas que eran dispersadas a las zonas degradadas bajo diferentes tipos de estructuras, y las aves que eran atraídas por estas estructuras. Con estos resultados se profundizó en los grupos de aves y plantas que están participando en los procesos iniciales de la sucesión vegetal. Las técnicas de nucleación analizadas promueven la conectividad del paisaje y representan una alternativa de restauración priorizando los procesos naturales de sucesión. Esta metodología parece tardar mucho en generar la vegetación correspondiente a los climas tropicales, pero es fundamental en la formación de comunidades capaces de expandirse en el futuro, como un nuevo núcleo funcional dentro del fragmentado paisaje que es la condición actual.

Palabras clave: Perchas artificiales, perchas naturales, restauración ecológica, plantaciones naturales, aves.

## ABSTRACT

Secondary plant succession is the process of plant recovery that occurs in degraded areas of the neotropics. These processes depend largely on the dispersal of seeds that can provide the birds and structures, within the degraded areas, which provide these organisms with resting places for feeding or protection. Twenty-seven articles were reviewed in degraded areas of the Neotropics, which recorded the plants that were dispersed to degraded areas under different types of structures, and the birds that were attracted to these structures. With these results, it was deepened in the groups of birds and plants that are participating in the initial processes of vegetal succession. The analyzed nucleation techniques promote the connectivity of the landscape and represent an alternative of restoration prioritizing the natural processes of succession. This methodology seems to take a long time to generate the vegetation corresponding to tropical climates, but it is fundamental in the formation of communities capable of expanding in the future, as a new functional nucleus within the fragmented landscape that is the current condition.

Keywords: Artificial perches, natural perches, ecological restoration, natural plantations, birds.

## INTRODUCCIÓN

La dispersión de semillas juega un papel clave en los procesos de sucesión secundaria los cuales son la base para lograr la recuperación vegetal de las zonas degradadas. Las aves neotropicales pueden ser fundamentales en estos procesos de dispersión de semilla, toda vez que cerca del 75% de las especies de plantas neotropicales tienen semillas que pueden ser dispersadas por estos organismos. Sin embargo, para la mayoría de las aves es difícil visitar las áreas degradadas debido a la carencia de estructuras que les permitan descansar, reproducirse o alimentarse.

Los árboles remanentes, perchas artificiales o las plantaciones de especies nativas son estructuras que pueden facilitar la llegada de las aves dispersoras de semillas a las zonas degradadas, toda vez que con su presencia aumentan la heterogeneidad espacial de las áreas en donde se encuentran. Esto permite incrementar las visitas de aves de diferentes características a las áreas de interés y junto a esto la cantidad de semillas dispersadas.

No obstante, son pocas las investigaciones que analizan las características de las especies de plantas que están siendo dispersadas bajo las tres estrategias mencionadas anteriormente y las especies de aves que están logrando visitar estas estrategias. Con esta revisión se busca responder la siguiente pregunta: ¿Las perchas artificiales, árboles remanentes y plantaciones aumentan el establecimiento de semillas en paisajes degradados?

## MARCO TEÓRICO

La sucesión es un proceso de establecimiento de comunidades biológicas en un sitio mediado por colonizaciones y extinciones de diferentes poblaciones, lo que produce un patrón de cambios específicos en las comunidades a través del tiempo (Horn 1974, Bazzaz 1979, Abella 2010). Las sucesiones primarias de la vegetación hacen referencia a un desarrollo de la vegetación en superficies recientemente creadas, como las islas volcánicas que emergen de los océanos o las zonas que quedan libres al descongelarse los glaciares, es decir, zonas que carecen de un legado biológico y que no están influenciadas por una vegetación preexistente (Cadenasso *et al.* 2009). La sucesión secundaria se refiere a la secuencia de cambios en la composición de especies vegetales en un sitio después de un disturbio (Horn 1974, Guariguata y Osterga 2001). Esta secuencia está influenciada por la vegetación previa al disturbio, de tal forma que con el paso del tiempo la comunidad vegetal de la zona afectada tiende a ser estructural, funcional y taxonómicamente parecida a la comunidad preexistente (Horn 1974, Guariguata y Osterga 2001).

Las actividades antrópicas como la minería, la expansión de la frontera agrícola, la agricultura o la ganadería extensiva degradan los ecosistemas más rápidamente de lo que pueden recuperarse naturalmente, haciendo que éstos pierdan su cobertura vegetal y restrinjan su capacidad de regeneración. Los procesos de recuperación en las zonas degradadas son influenciados por la comunidad vegetal preexistente, ya sea por medio del banco de semillas que han dejado las plantas o por la dispersión de semillas por las aves, bosques o árboles remanentes (Guariguata y Osterga 2001), por lo que se considera que estas zonas experimentan sucesión secundaria.

Varios estudios sobre la sucesión secundaria en las zonas degradadas del neotrópico (Finegan 1994, Guariguata y Osterga 2001, Liebsch *et al.* 2008, Myster y Hooper 2008) indican que esta se da en cuatro fases, cada una caracterizada por especies diferente (Finegan 1996, Myster y Hooper 2008). La primera en los 10 primeros años se caracteriza por la presencia de plantas herbáceas, arbustos bajos y enredaderas. En la segunda fase, entre los 10 y los 30 años, las plantas pioneras de corta vida ocupan el dosel del bosque y producen sombra en el sotobosque que causa la muerte a las especies de la primera fase. La tercera fase, entre los 75

y 150 años, es dominada por las especies pioneras de larga duración que remplazan a las plantas pioneras de corta vida. En esta fase se puede alcanzar una riqueza de especies similar a la del bosque maduro pero la composición de especies es diferente. Finalmente, en la última fase las especies de bosque maduro colonizan el dosel y forman un sistema muy similar al original. Esta última etapa es muy poco estudiada debido al prolongado periodo que requiere para completarse, incluso algunos estudios en los bosques lluviosos del atlántico brasilero sugieren que es necesario esperar tres siglos para que el bosque pueda recuperar el 90 % de las especies no pioneras y el 50 % de las especies de sotobosque que se encuentran en el bosque maduro (Liebsch *et al.* 2008)

En la sucesión secundaria la escala temporal de los procesos de recuperación vegetal varia dependiendo de la intensidad del uso del suelo durante el disturbio (Uhl *et al.* 1988, Aide *et al.* 1995). En la amazonia venezolana y el nordeste brasileño se encontró que después de unos siete años de sucesión, las áreas deforestadas, quemadas y abandonadas inmediatamente tienen seis veces más especies de árboles que los suelos cultivados durante varios años (Uhl 1987, Uhl *et al.* 1988). Es decir, a medida que aumenta la intensidad del uso de la tierra disminuye la posibilidad de que el banco de semillas o los rebrotes laterales de las estructuras vegetales aporten a la recuperación del bosque, haciendo que este proceso dependa exclusivamente de la dispersión de semillas, la cual determina la comunidad de especie vegetales que se van a reclutar (Myster y Hooper 2008).

Las aves frugívoras forman un gremio ecológico amplio que consume frutos carnosos y que pueden facilitar el proceso de dispersión de semillas (Snow 1981, Wunderle 1997, Clark *et al.* 2004, Guidetti *et al.*, 2016). Las aves sólo aprovechan las partes blandas del fruto y regurgitan o defecan las semillas intactas (Snow 1981). Así se aumenta la probabilidad de germinación, ya que se garantiza una rápida pérdida de la pulpa, la cual contiene químicos que bloquean la germinación (Cipollini y Levey 1997, Samuels y Levey 2005). Además, el paso de algunas semillas por el tracto digestivo de las aves hace que éstas pierdan la capa impermeable que las recubre (endocarpo; Barnea *et al.* 1990, Traveset 1998), facilita la germinación y el acceso a los nutrientes, por ejemplo, los que se encuentran en las heces de las aves (Traveset y Verdú 2002).

Aproximadamente el 90% de las especies de aves del Neotrópico son frugívoras (Kissling *et al.* 2009). Esta alta diversidad evidencia el papel fundamental de las aves en la reproducción de las plantas (Bleher y Böhning-Gaese 2001). Las plantas presentan una alta adaptación a la remoción de semillas por aves, ya que el 75 % de las especies de árboles neotropicales producen frutos comestibles (Howe y Smallwood 1982).

La dispersión de semillas ayuda a mantener la diversidad de los ecosistemas neotropicales (Herrera 2002) y a recuperar las zonas degradadas (Wunderle 1997, Holl *et al.* 2000), debido a que varias aves frugívoras tienen la capacidad de permanecer largos intervalos de tiempo en paisajes altamente intervenidos (Hughes *et al.* 2002). Dado que las aves defecan o regurgitan las semillas mientras están perchadas (McDonnell y Stiles 1983), necesitan que en las zonas degradadas estén disponibles estructuras adecuadas para el reposo, la alimentación o refugio para poder dispersar las semillas.

Los estudios sobre los efectos de la instalación de estructuras para atraer aves en zonas degradadas han evidenciado que estas estructuras se comportan como núcleos de vegetación, gracias a las deposiciones de las aves (Wunderle 1997, Espíndola *et al.*, 2017). La incorporación de esta estrategia en acciones de restauración ecológica se hizo posteriormente con el fin de incrementar la lluvia de semillas en los sitios que se busca restaurar y así enriquecer el banco de semillas del suelo (Guidetti *et al.*, 2016; Villate-Suárez y Cortés-Pérez, 2018).

Varias estructuras pueden atraer las aves frugívoras hacia las zonas degradadas (Wunderle 1997). Entre las más conocidas se encuentran los árboles o arbustos aislados en medio de pastizales degradados (Wunderle 1997, Cardoso da Silva *et al.* 1996). Estos árboles remanentes atraen las aves que se mueven entre parches de bosques, debido a que les ofrecen sitios de anidación, descanso, alimentación y protección (Guevara *et al.* 1986, Holl 2002, Cardoso da Silva *et al.* 1996, Corbin y Holl 2012). Además, los árboles remanentes en las zonas degradadas facilitan la germinación y el establecimiento de las plántulas dispersadas por aves, ya que aumentan la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Rhoades *et al.* 2008, Vieira *et al.* 1994), disminuyen la temperatura del suelo (Vieira *et al.* 1994, Belsky *et al.* 1989), decrecen la competencia con gramíneas (Holl 2002, Zahawi y Augspurger 1999) y reducen la intensidad lumínica en las zonas cercanas a los árboles (Belsky *et al.* 1989). De

esta forma, debajo de los arbustos se pueden producir núcleos de vegetación naciente que aceleran los procesos de sucesión secundaria (Yarranton y Morrison 1974, Toh *et al.* 1999, Schlawin y Zahawi 2008).

Las plantaciones con árboles nativos en las zonas degradadas es otra forma eficiente para atraer aves frugívoras. Esta estrategia es comúnmente usada para acelerar los procesos de sucesión secundaria (Cole *et al.* 2010, Chazdon 2008) y atrae a las aves frugívoras, ya que en las primeras etapas proporcionan una gran cantidad de estructuras horizontales y verticales que actúan como perchas de las aves (Haggar *et al.* 1997, Cole *et al.* 2010, Reay y Norton 1999). Posteriormente, estas plantas pueden brindar un mayor follaje y sitios de alimentación en zonas degradadas, favoreciendo las visitas de aves dispersoras de semillas (Haggar *et al.* 1997).

Al igual que los árboles remanentes, las plantaciones pueden incrementar el establecimiento de las plántulas dispersadas, al fertilizar los suelos con materia orgánica e inhibir el crecimiento de gramíneas y helechos (Guariguata *et al.*, 1995, Reay y Norton 1999). Sin embargo, varios autores resaltan el alto costo energético y económico de realizar plantaciones con árboles nativos, por lo que no siempre es posible utilizar este método para garantizar la atracción de las aves (McClanahan y Wolfe 1993, Cole *et al.* 2010).

Si no existen árboles remanentes o no se dispone de recursos energéticos o económicos para las plantaciones con árboles nativos, se pueden utilizar las perchas artificiales para incrementar la atracción de las aves frugívoras y la cantidad de semillas dispersadas en las zonas degradadas (McDonnell y Stiles 1983, McClanahan y Wolfe 1993, Aide y Cavelier 1994, Holl 1998, Velasco 2007, Velasco y Vargas 2007, Zanini y Ganade 2005, Graham y Page 2011). Se probaron varios diseños de perchas artificiales para atraer las aves y aumentar la dispersión de semillas (McDonnell y Stiles 1983, Holl 1998) y se encontró que todas las estructuras atraían aves dispersoras de semillas porque les brindaban sitios de descanso, pero las perchas que simulaban estructuras naturales eran más eficientes (McDonnell y Stiles 1983, Holl 1998, Athie y Días 2016). McDonnell y Stiles (1983) encontraron que, en las áreas degradadas cercanas a un bosque de zonas templadas, aproximadamente el 50% de las semillas colectadas durante cinco meses fueron depositadas bajo las estructuras que simulaban plantas reales (Figura 1). Holl (1998) encontró que en pastizales cercanos a un

bosque húmedo montano de Costa Rica todas las especies de aves muestreadas (41 especies) visitaron las perchas artificiales que simulaban la vegetación natural. Perchas bajo las que se encontraron una mayor cantidad de semillas (c. 124,8 semillas/m<sup>2</sup>) comparadas con las que se encontraron bajo las estructuras de tipo horizontal (c. 14 semillas/m<sup>2</sup>; Figura 1a), las cuales lograron atraer solo el 20 % de las especies de las aves muestreadas.

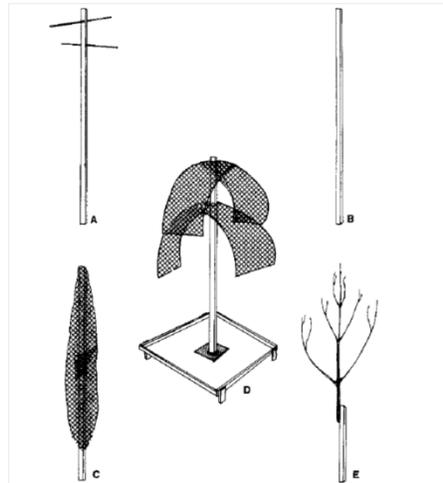


Figura 1. Perchas utilizadas por McDonnell y Stiles 1983 para medir la atracción de las aves a las zonas degradadas. A. Estructura horizontal. B. Estructura vertical. C. Estructura piramidal. D. Estructura arqueada. E. Estructura con vegetación natural.

Al evaluar la efectividad de perchas artificiales como facilitadoras de la lluvia de semillas en áreas post tala de *Pinus patula* en Tausa – Cundinamarca, Rubiano (2016) confirmó que aumentan la lluvia de semillas, pero son visitadas por un bajo número de especies debido al desplazamiento de las especies nativas por la fragmentación de los ecosistemas. El autor recomienda usar perchas que simulen arbustos, ya que estos ofrecen refugio, sombra y sitios de descanso.

La efectividad de las perchas artificiales ha sido ampliamente discutida, ya que en algunas investigaciones se ha encontrado que las semillas no pueden germinar, debido a barreras del suelo como la compactación, el agotamiento de nutrientes, la presencia de plantas invasoras, que impiden su establecimiento. En Colombia Villate-Suárez y Cortés-Pérez (2018) en Tunja (Boyacá) y Aide y Cavelier (1994) en la Sierra Nevada de Santa Marta evidenciaron la efectividad de las perchas artificiales en la dispersión de semillas ornitócoras, superando

barreras como la distancia a las fuentes semilleras. No obstante, el reclutamiento de plántulas limita por barreras como la degradación de los suelos y la alteración de la composición bioquímica y del contenido de la materia orgánica. De Almeida *et al.* (2016) encontraron resultados similares en un estudio donde se analizó además el efecto de la distancia de las parcelas de muestreo al ecosistema fuente y su ubicación en el área degradada. Es evidente que esta estrategia favorece la dispersión de semillas, pero el establecimiento exitoso de plantas requiere que se superen las barreras del suelo, la depredación de semillas y la baja germinación de éstas en los bosques tropicales (Holl 1998).

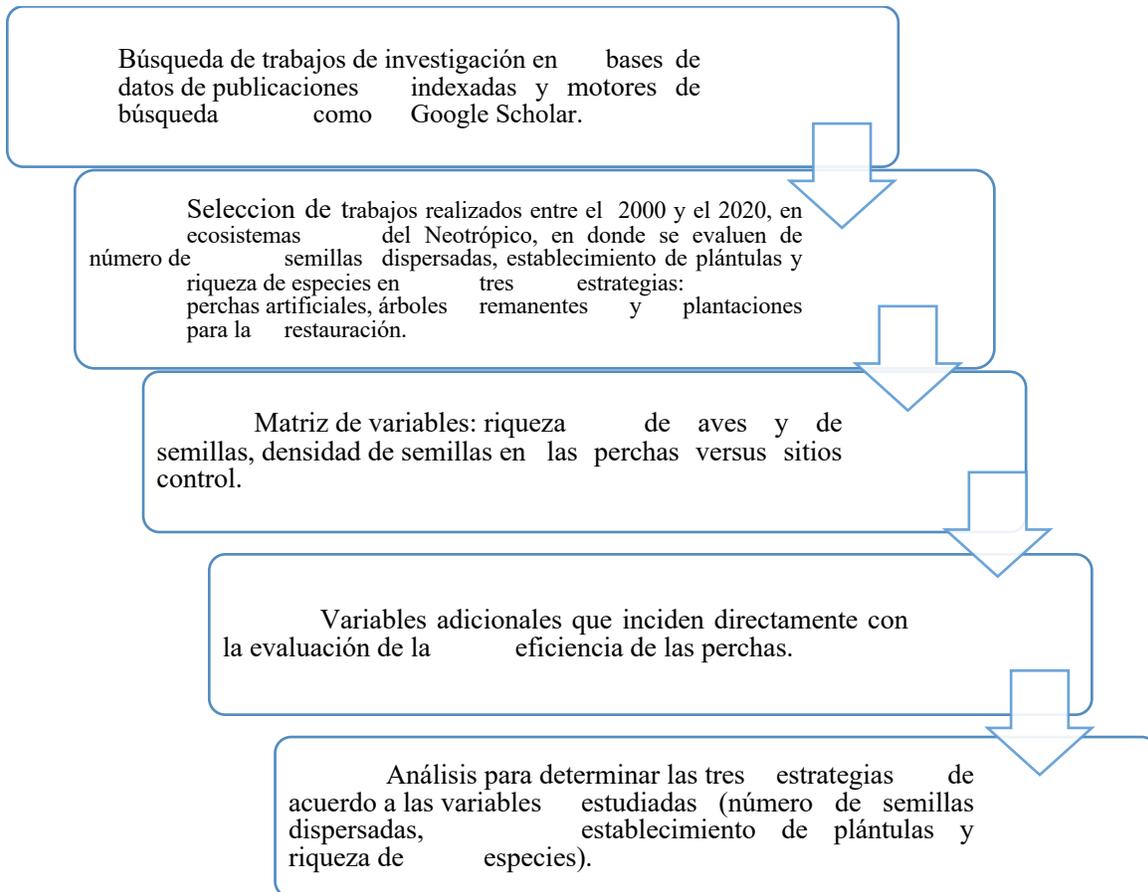
Algunos autores consideran crucial para el éxito la presencia cercana de un bosque fuente de semillas que eventualmente las aves transporten a las zonas degradadas. Orozco (2018) evaluó el aporte en la lluvia de semillas de las perchas artificiales para aves a diferentes distancias del borde del bosque en pastizales de Bosque seco tropical en la Mesa de Los Santos (Santander) y no encontró una correlación entre la lluvia de semillas y la distancia del bosque fuente. Este autor sugiere un monitoreo más extenso para evaluar estos parámetros, puesto que éste se llevó a cabo durante doce días.

Algunos autores sostienen que la diversidad de especies de aves es mayor en los bosques de referencia o en sitios con estados sucesiones avanzados, que en los sitios perturbados con presencia de perchas artificiales (Pereira 2006). En consecuencia, adquiere gran importancia la distancia de bosques para el éxito de las perchas, ya que a mayor número de especies que logren llegar a las perchas, mayor será la diversidad y la lluvia de semillas en las áreas degradadas (Velasco y Vargas, 2008; Rubiano, 2016).

Dado que en las zonas degradadas del Neotrópico la dispersión de semillas ha sido considerada como una de las principales limitantes para que se inicien los procesos de sucesión vegetal (Holl *et al.* 2000, Hooper *et al.* 2005), las aves dependerán de perchas artificiales para participar en la sucesión. Con esta propuesta se busca revisar la información sobre la dispersión semillas por aves en zonas degradadas del Neotrópico. Evaluar la efectividad de las perchas artificiales, árboles remanentes y plantaciones de especies nativas en atraer más aves ornitócoras y dispersar semillas, enriqueciendo el banco de semillas de los suelos degradados. En específico se pretende comparar la densidad de semillas resultantes de sitios con perchas instaladas contra sitios control. Con estos datos se identificaron los

grupos de aves que están llegando a las zonas degradadas y las características de las especies vegetales que se están dispersando bajo estos tres tipos de estructuras.

## METODOLOGÍA



### Colección de datos.

Se revisaron a profundidad 27 artículos que reportan las especies de aves y semillas que se depositan bajo **los árboles remanentes** (Aide y Cavalier 1994, Cardoso da Silva *et al.* 1996, Holl 1998, Slocum y Horvitz 2000, Luck y Daily 2003, Shiels y Walker 2003, Pizzo 2004, Rincón 2005, Zuluaga & Espinosa 2005, Velasco-Linares 2007, Velasco-Linares y Vargas 2007, Pizzo y dos Santos 2010, Zahawi y Augspurger 2006, Fink *et al.* 2009, Vicente *et al.* 2010, Pizo y dos Santos 2011, Athiêa y Días 2014, Tomazi y Castellani 2016, Peralta 2016, Almeida *et al.* 2016, Beltran 2016, Vogel *et al.* 2016). Las plantaciones con **árboles nativos** (Aide y Cavalier 1994, Holl 1998, Medellín y Gaona 1999, Slocum y Horvitz 2000, Shiels y Walker 2003, Luck y Daily 2003, Zuluaga y Espinosa 2005, Rincon 2005, Zahawi y

Augspurger 2006, Zahawi y Augspurger 2006, Velasco-Linares 2007, Velasco-Linares y Vargas 2007, Vicente *et al.* 2010, Fink *et al.* 2009, Cole *et al.* 2010, Pizo y dos Santos 2011, Athiêa y Dias 2014, Almeida *et al.* 2016, Peralta 2016, Beltran 2016, Vogel *et al.* 2016, Tomazi y Castellani 2016, Villate y Cortés 2018, Andrade *et al.* 2020), y **las perchas artificiales** (Aide y Cavelier 1994, Holl 1998, Shiels y Walker 2003, Luck y Daily 2003, Zanini y Ganade 2005, Zuluaga y Espinosa 2005, Rincón 2005, Velasco 2007, Velasco y Vargas 2007, Fink *et al.* 2009, Vicente *et al.* 2010, Athiêa y Días 2014, Peralta 2016, Almeida *et al.* 2016, Tomazi y Castellani 2016, Beltran 2016, Villate y Cortes 2018, Andrade *et al.* 2020).

Estos trabajos se realizaron en zonas degradadas de Brasil (10), Colombia (10), Costa Rica (5), Puerto Rico (1) y Honduras (1). Adicionalmente, registraron las especies de aves que estaban haciendo uso de las estructuras en las zonas degradadas y las semillas que se depositaron bajo éstas. Y fueron colectadas con trampas de semillas.

A las especies de aves encontradas en las investigaciones se les asignó un gremio teniendo en cuenta dos criterios. Para la dieta se consideraron los dos ítems alimenticios más consumidos por las especies y para el lugar de forrajeo se asumió que si la especie permanecía la mayor parte del tiempo en pastizales abiertos y en áreas deforestadas su principal sitio de forrajeo eran las zonas degradadas (D). Si permanecían periodos prolongados tanto en áreas perturbadas como conservadas, se asumía que sus sitios de forrajeo eran diversos y mixtos (M). Si el ave visitaba muy poco las zonas degradadas y permanecía básicamente en los bosques primarios o secundarios o en sus bordes, se consideró que su sitio de forrajeo eran las zonas conservadas (C). Esta agrupación sirvió para conocer cuáles características alimenticias tienen las aves que visitan las zonas degradadas y en qué lugar estas aves adquieren los alimentos.

La información para agrupar a las especies de aves por gremios fue obtenida de diferentes fuentes bibliográficas como Hilty y Brown (1986), Restall (2006), Ridgely y Greenfield (2006), Ridgely y Gwynee (1993), Fitzpatrick (2004)

En áreas degradadas sólo se utilizaron las especies vegetales que eran dispersadas por animales, se conformaron grupos considerando como criterios el hábito de crecimiento y los rasgos de vida de cada especie. Como hábitos de crecimiento se incluyeron especies

herbáceas (H), arbustivas (S), arbóreas (T), palmas (P) o lianas (V). Los rasgos de vida de cada especie se basaron en la forma en que las plantas utilizan la luz. Es decir, las plantas que requerían de luz para germinar fueron consideradas como pioneras (P), por el contrario, las que germinaban bajo sombra, sin luz se consideraron tardías (T). Estas clasificaciones sirvieron para identificar qué tipo de plantas están dispersando las aves y relacionarlas con las plantas características de los diferentes estadios de la sucesión secundaria.

La información para agrupar las especies de plantas fue obtenida de diferentes fuentes bibliográficas como Gentry (1996), visitas a las colecciones vegetales electrónicas de diferentes museos del mundo por medio de la página de internet *The Plant List* (2010) y artículos académicos, incluyendo la información sobre especies dispersadas.

## RESULTADOS

### Gremios de aves que visitan las zonas degradadas.

Un total de 249 especies de aves pertenecientes a 38 familias fueron identificadas como visitantes de las zonas degradadas y conservadas del Neotrópico (Apéndice 1). Estas especies se agruparon en 14 gremios, entre estos el más numeroso en especies son los frugívoros-insectívoros que forrajean tanto en zonas degradadas e intermedias, así como en áreas relacionadas con los bosques conservados (8, 68, 30, respectivamente. Figura 2). Por su parte, los insectívoros estrictos que forrajean tanto en zonas degradadas como boscosas fueron también importantes por la riqueza de especies (50). Estos resultados mostraron que el mayor número de especies de posibles dispersores de semillas en las zonas degradadas del Neotrópico no son frugívoros estrictos (de los cuales se reportaron 11 especies), sino aves con una dieta mixta de invertebrados y frutos que visitan las zonas degradadas con el propósito de buscar distintas fuentes de alimento (Whitaker *et al.* 2000).

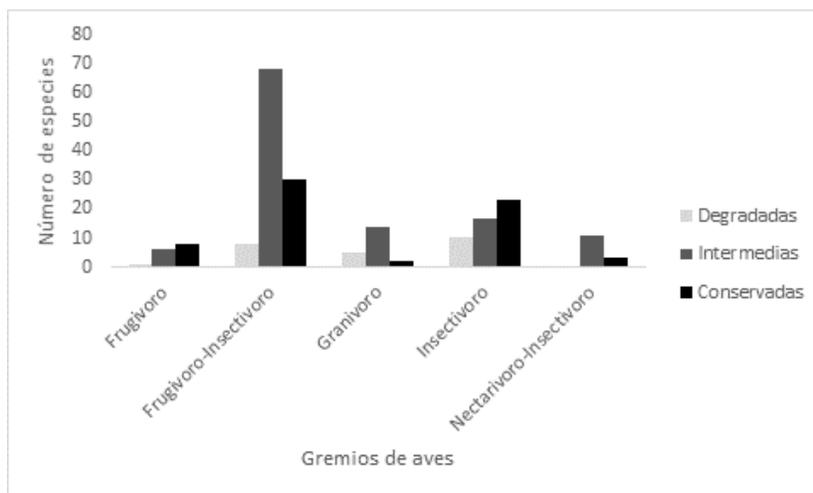


Figura 2. Gremios de aves que agruparon la mayor cantidad de las especies que visitan las zonas degradadas. Los cuatro gremios con mayor cantidad de especies son frugívoro-insectívoro. La unión entre un tipo de dieta y sitios de forrajeo corresponde a un gremio ecológico. Frugívoros (Fru), insectívoros (Ins), granívoros (Gra), nectarívoros (Nec). Forrajeo en áreas degradadas barras gris claro, forrajeo en áreas intermedias grises fuertes y forrajeo en áreas conservadas barras negras.

Es importante resaltar que las especies que están visitando las zonas degradadas, no solo se alimentan en estas zonas, sino también en áreas medianamente conservadas (bordes de bosque, zonas de crecimientos secundario alto o parches de bosques aislados), lo cual les facilita el acceso a una amplia gama de especies con fruto, los cuales pueden ser consumidos por las aves, posiblemente, dispersando sus semillas hacia las zonas más intervenidas (Clark *et al.* 2004). El alto número de especies de aves que se alimentan de insectos en las zonas intermedias (131, incluyendo insectívoros estrictos, frugívoros-insectívoros, nectarívoros-insectívoros, entre otros; Figura 2) puede indicar la abundancia de invertebrados en este tipo de hábitats. Además, la abundancia de aves insectívoras en las zonas destinadas para iniciar los procesos de sucesión vegetal puede ayudar a controlar posibles depredadores de semillas o de plántulas, lo cual puede acelerar la recuperación vegetal.

Al comparar los gremios ecológicos de las aves que con mayor frecuencia llegan a las perchas artificiales, los árboles remanentes y las plantaciones con plántulas nativas de menos de 2 años de siembra, no se encontraron diferencias con el patrón general que se evidencia al analizar todas las estructuras juntas, e.g. el gremio de frugívoros-insectívoros que forrajean tanto en zonas degradadas como en bosques conservados, este gremio agrupa al mayor número de especies en los tres tipos de estructura. Esto podría significar que los recursos que ofrecen las diferentes estructuras en las zonas degradadas no son fundamentales para determinar el gremio de aves que están visitando estas zonas.

Se planteó la pregunta ¿Las perchas artificiales, árboles remanentes y plantaciones aumentan el establecimiento de semillas en paisajes degradados? De acuerdo con lo observado en la Figura 2, en las áreas degradadas ocurre la dispersión de semillas, sin embargo, en las áreas intermedias la dispersión es mayor. También se observa que la mayor cantidad de semillas ocurre por los gremios insectívoro, granívoro, frugívoro insectívoro. El enfoque de este artículo es descriptivo, se sugiere abordar este tema desde un enfoque cuantitativo para determinar el efecto de los tres tipos de perchas en la dispersión de semillas. También es importante considerar el estado de conservación del paisaje, ya que los bosques remanentes sirven como fuente de semillas para ser dispersadas por aves.

**Comparación de las formas de vida que están siendo más dispersadas entre perchas artificiales, arbustos remanentes y plantaciones naturales.**

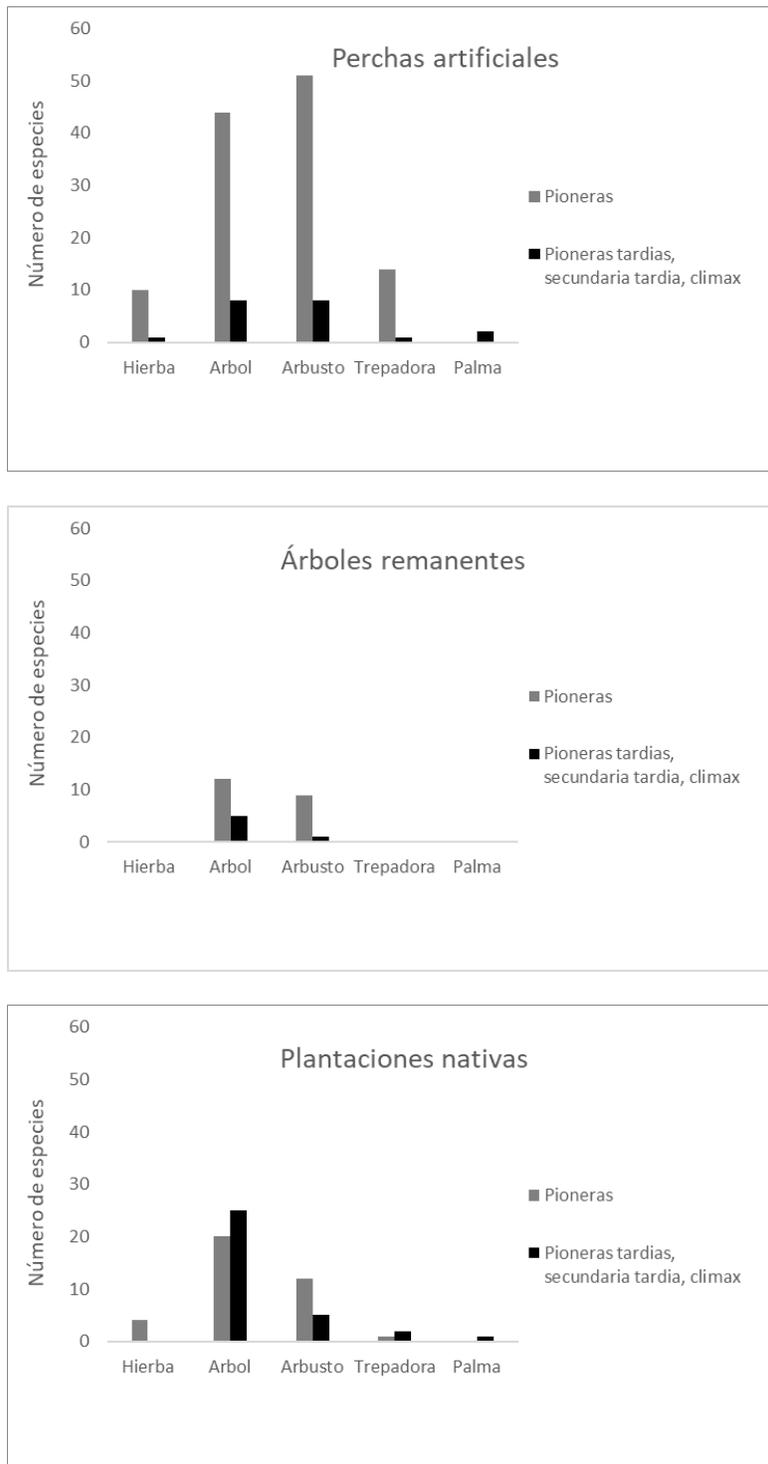


Figura 3. Estrategias de dispersión de semillas evaluadas en el estudio: a) perchas artificiales, b) árboles remanentes, y c) plantaciones nativas.

Al comparar los gremios de plantas que están siendo dispersados bajo las perchas artificiales, los árboles remanentes y las plantaciones nativas con menos de 2 años de crecimiento, se evidencia un patrón general en el que las especies más dispersadas son árboles y arbustos pioneros; con excepción de la técnica plantaciones nativas, en donde se dispersa mayor cantidad de árboles de sucesionales avanzadas (25 especies) en comparación con árboles nativos (20 especies). Se observó que en todas las técnicas de nucleación las especies de sucesión tardía, en todos los tipos de hábitos de crecimiento (hierba, árbol, arbusto, trepadora, palma) son ampliamente dispersadas con excepción de la técnica árboles remanentes que sólo dispersan especies de hábito arbustivo y arbóreo.

Este resultado puede deberse a que los estudios se realizaron en ecosistemas que tenían una matriz en un estado de conservación alto, lo cual aseguró la dispersión de arbustos y árboles pioneros y de sucesión tardía en zonas degradadas. Adicionalmente, la presencia de aves que dispersan este tipo de semillas es un factor clave para la regeneración de estos ecosistemas (Cardoso da Silva *et al.* 1996). La presencia de árboles remanentes en ecosistemas intervenidos es clave porque promueven encuentros interespecíficos dentro de las tierras degradadas y conservadas, y actúan como nucleadores (Reis *et al.* 2009).

Estos resultados indican que las tres técnicas de nucleación evaluadas son exitosas, en la medida en que dispersan semillas de especies que tienen diferentes hábitos de crecimiento y estrategias de vida. Sin embargo, las perchas artificiales fueron más exitosas al dispersar el mayor número de especies de plantas. Teniendo en cuenta que las tres técnicas utilizadas promueven la llegada de semillas, se aconseja el uso de varias técnicas de nucleación simultáneamente. Como se mencionó previamente, cada técnica promueve numerosos efectos funcionales que, cuando se aplican conjuntamente generan una variedad de flujos naturales sobre el área degradada, sustentando procesos y colaborando con el rescate de las complejas condiciones de un entorno natural (Boanares y Azevedo 2014). Es fundamental realizar un diagnóstico preliminar del potencial de resiliencia de las áreas y comprender los procesos que ocurren en la comunidad, con el objetivo de proporcionar indicadores sobre las mejores técnicas de restauración a utilizar (Bechara 2006, Guinle 2006, Tres 2006).

También es importante evaluar el estado de los suelos, ya que los suelos degradados por actividades antrópicas presentan un alto grado de erosión y una baja cantidad de nutrientes y, por tanto, es posible que una alta proporción de las semillas dispersadas por las aves no logre establecerse. Esto puede retrasar notablemente los procesos de sucesión secundaria y, en consecuencia, es necesario analizar más detenidamente los factores que facilitan el establecimiento de las semillas que son dispersadas por las aves. Es decir, factores que, por ejemplo, reduzcan la deficiencia de nutrientes en los suelos, la competencia con gramíneas, la depredación de semillas, la herbivoría de plántulas, las condiciones climáticas adversas, entre otros (Velasco 2000, Holl y Lulow 1997, Nepstad *et al.* 1996).

## CONCLUSIONES

- ) Los gremios de aves que principalmente visitan las estructuras estudiadas son del hábito frugívoros-insectívoros, los cuales que buscan su alimento tanto en zonas degradadas e intermedias, así como en áreas relacionadas con los bosques conservados, esto podría facilitar el intercambio de semillas desde los bosques hasta las áreas degradadas.
- ) Las especies de plantas más dispersadas bajo las perchas artificiales y los arboles aislados son árboles y arbustos pioneros, al contrario, en las plantaciones nativas se encontró una mayor cantidad de árboles de sucesiones avanzadas.
- ) Las tres técnicas de nucleación evaluadas son exitosas, dado que logran aumentar la dispersión de semillas de especies que tienen diferentes hábitos de crecimiento y estrategias de vida. Por lo tanto, se aconseja en los procesos de recuperación vegetal el uso de varias de estas técnicas de nucleación simultáneamente.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abella, S. R. 2010. Disturbance and Plant Succession in the Mojave and Sonoran Deserts of the American Southwest. *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 7: 1248-1284.
- Aide, T.M., y J. Cavelier. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology*. 2: 219-229.
- Almeida, A., Marques, M. C. M., Ceccon-Valente, M. de F., Vicente-Silva, J., y 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. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.08.007>.
- Barnea A, Yom-Tov Y, Friedman J (1990) Differential germination of two closely related species of *Solanum* in response to bird ingestion. *Oikos* 57:222–228.
- Bazzaz F. A. 1979. The Physiological Ecology of Plant Succession. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 10: 351-371.
- Bechara, F.C., (Thesis) 2006. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. University of São Paulo, Piracicaba.
- Belsky, A.J., Amundson, R.G., Duxbury, J.M., Riha, S.K., Ali, A.R. y Mwonga, S.M. 1989. The effects of trees on their physical, chemical and biological environments in a semi-arid savanna in Kenya. *Journal of Applied Ecology* 26: 1005-1024.
- Bleher, B. y K. Böhning-Gaese. 2001. Consequences of frugivore diversity for seed dispersal, seedling establishment and the spatial pattern of seedlings and trees. *Oecologia* 129:385-394.
- Boaneres, D y C. Azevedo. 2014. The use of nucleation techniques to restore the environment: a bibliometric analysis. *Natureza & Conservação*. 2014;1 2(2):93–98.
- Cadenasso, M., Meiners, S. y Pickett, S. 2009. The success of succession: a symposium commemorating the 50th anniversary of the Buell-Small Succession Study. *Applied Vegetation Science*, 12: 3–8.

- Cardoso da Silva, J.M., Uhl, C. y Murray, G. (1996) Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. *Conservation Biology*, 10, 491–503.
- Chazdon, R. L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320:1458– 1460.
- Clark, C. J., J. R. Poulsen, E. F. Connor and V. T. Parker. 2004. Fruiting Trees as Dispersal Foci in a Semi-Deciduous Tropical Forest. *Oecologia*. 139: 66-75.
- Cole, R. J., K. D. Holl, and R. A. Zahawi. 2010. Seed rain under tree islands planted to restore degraded lands in a tropical agricultural landscape. *Ecological Applications* 20:1255–1269.
- Cipollini ML, Levey DJ (1997) Secondary metabolites of fleshy vertebrate-dispersed fruits: adaptive hypotheses and implications for seed dispersal. *Am Nat* 150:346–372.
- Corbin, J. D., & Holl, K. D. (2012). Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management*, 265, 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.013>.
- Clark C. J., J. R. Poulsen, E. F. Connor and V. T. Parker. 2004. Fruiting Trees as Dispersal Foci in a Semi-Deciduous Tropical Forest. *Oecologia*. 139: 66-75.
- Darroch M Whitaker, Allan L Carroll, William A Montevicchi. 2000. Elevated numbers of flying insects and insectivorous birds in riparian buffer strips. *Canadian Journal of Zoology* 78: 740-747.
- Espíndola, M. B., Vieira, N. K., Reis, A., y Hmeljevski, K. V. 2017. Poleiros artificiais: formas e funções (Vol. 8, Issue 9). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Tree* 11:119–124.
- Fink, R. A., C. A. Lindell, E. B. Morrison, R. A. Zahawi, and K. D. Holl. 2009. Patch size and tree species influence the number and duration of bird visits in forest restoration plots in southern Costa Rica. *Restoration Ecology* 16: 479-486.
- Fleming, T.H., Breitwisch, R. y Whitesides, G.H. 1987. Patterns of tropical vertebrate frugivore diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18, 91–109.

Graham, L. L. B. y S. E. Page. 2011. Artificial Bird Perches for the Regeneration of Degraded Tropical Peat Swamp Forest: A Restoration Tool with Limited Potential. *Restoration Ecology*.

Guariguata M.R. y R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148 pp. 185–206.

Guariguata, M.R., Rheingans, R. and Montagnini, F. 1995. Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forest restoration. *Restorat. Ecol.*, 3: 252–260.

Guariguata, M.R., Rheingans, R. and Montagnini, F., 1995. Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forest restoration. *Restorat. Ecol.*, 3: 252–260.

Guevara, S., S.E. Purata, y E. Van der Maarel. 1986. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. *Vegetatio* 66: 77-84.

Guinle, M.C.T., (Dissertation) 2006. Sucessão Secundária daVegetação Ciliar na micro-Bacia do Rio Verde, mun. de Rio Negrinho, SC. University Santa Catarina, Florianópolis.

Guidetti, B. Y., Amico, G. C., Dardanelli, S., y Rodriguez-Cabal, M. A. 2016. Artificial perches promote vegetation restoration. *Plant Ecol*, 217, 935–942. <https://doi.org/10.1007/s>

Haggar, J., K. Wightman y R. Fisher. 1997. The potential of plantations to foster woody regeneration within a deforested landscape on lowland Costa Rica. *For. Ecol. Manag.* 99: 55-64.

Herrera, C.M. 2002. Seed dispersal by vertebrates. *Plant–animal interactions – an evolutionary approach* (ed. by C.M. Herrera and O. Pellmyr), pp. 185–208. Blackwell, Oxford.

Holl K. D. 1998. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? *Restoration Ecology*. 6: 253–261.

Holl, K. D. (2002), Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology*, 90: 179–187.

Holl, K.D., Loik, M.E., Lin, E.H.V., Samuels, I.A., 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8, 339–349.

- Holl K.D., y M.E Lulow. 1997. Effects of species, habitat, and distance from edge on post-dispersal seed predation in a tropical rain forest. *Biotropica*, 29: 459–468.
- Hooper, E., P. Legendre, y R. Condit. 2005. Barriers to forest regeneration and of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology* 42:1165–1174.
- Horn H.S. 1974. The ecology of secondary succession. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 5: 25-37.
- Howe, H.F., y Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annu.Rev. Ecol. Syst.* 13: 201–228.
- Hughes, J.B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., 2002. Conservation of tropical forest birds in countryside habitats. *Ecology Letters* 5, 121–129.
- Guidetti, B. Y., Amico, G. C., Dardanelli, S., y Rodriguez-Cabal, M. A. 2016. Artificial perches promote vegetation restoration. *Plant Ecol*, 217, 935–942. <https://doi.org/10.1007/s>.
- Kissling, D., W. Böhning–Gaese, K. and Jetz, W. 2009. The global distribution of frugivory in birds. *Global Ecology and Biogeography*, 18: 150–162.
- Luck, G. W y G. C. Daily. 2003. Tropical Countryside Bird Assemblages: Richness, Composition, Foraging Differ by Landscape Context. *Ecological Applications* 13: 235-247.
- Liebsch, D., M. C. M. Marques, y R. Goldenberg. 2008. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. *Biological Conservation* 141:1717-1725.
- McClanahan T.R., y R. W. Wolfe. 1993. Accelerating Forest Succession in a Fragmented Landscape: The Role of Birds and Perches. *Conservation Biology*. 7: 279-288.
- McDonnell M. J., y E. W. Stiles. 1983. The structural complexity of old-field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. *Oecologia*. 56: 109-116.
- Myster, R. W. y E. R. Hooper. 2008. Factors Affecting the Species Richness and Composition of Neotropical Secondary Succession: A Case Study of Abandoned Agricultural Land in Panama Post-Agricultural Succession in the Neotropics, Springer New York: 141-164.

- Nepstad DC, Uhl C, Pereira CA y da Silva JMC. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos* 76:25–39.
- Orozco, D. (2018). ¿Las perchas artificiales simples para aves aumentan la lluvia de semillas en un pastizal del Bosque seco tropical en la Mesa de los Santos, Santander, Colombia? Pontificia Universidad Javeriana.
- Paulsen T. R. y G. Högstedt. 2002. Passage through Bird Guts Increases Germination Rate and Seedling Growth in *Sorbus aucuparia* *Functional Ecology*. 16: 608-616.
- Pereira Zwiener, V. 2006. Efeito de poleiros naturais e artificiais na dispersão de sementes e regeneração da floresta atlântica em Antonina, PR. Tesis de Pgrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Brasil.
- Pizo, M. A. y dos Santos, B. T. P. 2011. Frugivory, Post-feeding Flights of Frugivorous Birds and the Movement of Seeds in a Brazilian Fragmented Landscape. *Biotropica*, 43: 335–342.
- Pizo, M.A. 2004. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape of southeast Brazil. *Orn. Neotr.*, vol. 15, p. 117-126.
- Ranganathan, J. R Zook, G. Duran, F. Oviedo, and G. C. Daily. 2008. Birds as agents of seed dispersal in a human-dominated landscape in southern Costa Rica. *Biological Conservation* 141:536-544.
- Reis, A., Tres, D.R., Bechara, F.C., 2009. Desenvolvimento de tecnologias para acelerar a restauração da área de preservação permanente do reservatório da UHE Itá. *Annals of V Congress about Inovacão Tecnológica (V CITENEL)*. Belém, Brazil.
- Reay, S. D. y Norton, D. A. 1999. Assessing the Success of Restoration Plantings in a Temperate New Zealand Forest. *Restoration Ecology*, 7: 298–308.
- Rhoades, C.C., Eckert, G.E. y Coleman, D.C. 1998. Effects of pasture trees on soil nitrogen and organic matter: implications for tropical montane forest restoration. *Restoration Ecology* 6: 262-270.
- Rubiano Guzmán, M. J. (2016). Las Perchas Artificiales como Facilitadoras de la Lluvia de Semillas en un Área Post-tala de Pino (*Pinus Patula*) en el Parque Forestal Embalse del

Neusa (Tausa-Cundinamarca). Trabajo de grado para optar al título de Licenciado en Biología. Facultad de Ciencias y Educación. Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

Samuels IA, Levey DJ. 2005. Effects of gut passage on seed germination: do experiments answer the questions they ask? *Funct Ecol* 19:365–368.

Schlawin, J., y R. Zahawi. 2008. Nucleating'succession in recovering neotropical wet forests: The legacy of remnant trees. *J. Veg. Sci.* 19: 485–492.

Slocum, M.G, y Horvitz C.C. 2000. Seed Arrival under Different Genera of Trees in a Neotropical Pasture. *Plant Ecology* 149: 51-62.

Snow, D.W. 1981. Tropical Frugivorous Birds and Their Food Plants: A World Survey. *Biotropica*, .13:1-14.

The Plant List. 2010. Version 1. Published on the Internet; <http://www.theplantlist.org/> (accessed 1st January).

Toh, I., Gillespie, M. y Lamb, D. 1999. The role of isolated trees in facilitating tree seedling recruitment at a degraded subtropical rainforest site. *Restoration Ecology* 7: 288-297.

Traveset A. 1998. Effect of seed passage through vertebrate frugivores guts on germination: a review. *Perspect Plant Ecol Evol Syst* 1:151–190.

Traveset A, Verdu' M. 2002. A meta-analysis of the effect of gut treatment on seed germination. In: Levey DJ, Silva WR, Galetti M (eds) *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*. CABI Publishing, Wallingford, UK, pp 339–350.

Tres, D.R., 2006a. Tendências da restauração ecológica baseada naNucleação. In: *Botany National Conference*, Gramado. Rio Grande do Sul, Brazil.

Uhl, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia, *J. Ecol.* 75,377-407.

Uhl, C., Buschbacher, R. y Serrao, E.A.S. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia I. Patterns of plant succession. *J. Ecol.* 76: 663-681.

Velasco, P. 2007. Dispersión de semillas ornitócoras a zonas de potreros y potreros- ripiaras del embalse de Chisacá. 445-461 en Vargas, O., y Grupo de Restauración Ecológica Universidad Nacional de Colombia (eds.). *Restauración ecológica del bosque altoandino:*

estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.). Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.

Velasco, P., y O. Vargas. 2007. La dispersión por aves y la restauración de los ecosistemas altoandinos. 171-181 en Vargas, O., y Grupo de Restauración Ecológica Universidad Nacional de Colombia (eds.). Estrategias para la restauración.

Vicente R. Martins R. Jairo José Zocche y Birgit Harter-Marques. 2010. Seed dispersal by birds on artificial perches in reclaimed areas after surface coal mining in Siderópolis municipality, Santa Catarina State, Brazil. R. bras. Bioci., Porto Alegre, 8: 14-23.

Vieira, I. C.M., C. Uhl y D. Nepstad. 1994. The Role of the Shrub *Cordia multispicata* Cham. as a 'Succession Facilitator' in an Abandoned Pasture, Paragominas, Amazônia. *Vegetatio* 115, No. 2: 91-99.

Villate-Suárez, C. A., y Cortés-Pérez, F. 2018. Las perchas para aves como estrategia de restauración en la microcuenca del río La Vega, Tunja, Boyacá. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 42(164), 202. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.625>

Wunderle J.M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*. 99: 223–235.

Yarranton, G.A. y R.G. Morrison. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology* 62: 417-428.

Zahawi, R.A. y Augspurger, C.K. 1999. Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. *Biotropica*, 31, 540–552.

Zanini, L. y Ganade, G. 2005. Restoration of *Araucaria* Forest: The Role of Perches, Pioneer Vegetation, and Soil Fertility. *Restoration Ecology*, 13: 507–514.