

LLUVIA DE SEMILLAS EN UN BOSQUE ALTO ANDINO

MARGARITA MARIA CANTERO GUERRERO

UNIVERSIDAD ICESI

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES, DEPARTAMENTO DE CIENCIAS
BIOLÓGICAS

BIOLOGÍA

SANTIAGO DE CALI

2017

LLUVIA DE SEMILLAS EN UN BOSQUE ALTO ANDINO

MARGARITA MARIA CANTERO GUERRERO

TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE
PREGRADO EN BIOLOGÍA

DIRECTOR: GUSTAVO ADOLFO LONDOÑO, Ph. D.

CO-DIRECTORA: MARÍA CAMILA PIZANO, Ph. D.

TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE PREGRADO EN
BIOLOGÍA

SANTIAGO DE CALI

2017



APROBADO POR:

Maria Isabel Rivas Marin

Maria Isabel Rivas Marín
EVALUADOR

Gustavo Londoño

Gustavo Adolfo Londoño G. PhD
DIRECTOR DEL PROYECTO

Camila

Maria Camila Pizano G. PhD
DIRECTORA DEL PROYECTO

SANTIAGO DE CALI, MARTES, 07 DE NOVIEMBRE DE 2017

TABLA DE CONTENIDO

TABLA DE CONTENIDO	5
RESUMEN	6
1. INTRODUCCIÓN	7
2. DESCRIPCIÓN DEL PROYECTO	10
2.1 PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN	10
2.2 MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE	11
2.3 OBJETIVOS	13
2.3.1 Objetivo General	13
2.3.2 Objetivos Específicos	13
2.4 METODOLOGÍA	14
2.4.1 Sitio de estudio	14
2.4.2 Colecta de datos	14
2.4.3 Análisis de datos	15
2.5 RESULTADOS	17
2.5.1 Curva de acumulación de especies	19
2.5.2 Comparación de la lluvia de semillas entre coberturas con diferentes estados sucesionales	21
2.5.3 Semillas dispersadas por vertebrados en áreas abiertas	22
2.5.3.1 Comparación entre trampas asociadas a perchas y control	22
2.5.4 Guía de identificación	25
2.6 DISCUSIÓN	26
2.6.1 Curva de acumulación de especies	26
2.6.2 Comparación de la lluvia de semillas entre coberturas con diferentes estados sucesionales	26
2.6.3 Semillas dispersadas por vertebrados en áreas abiertas	28
2.6.3.1 Comparación entre trampas asociadas a perchas y control	28
2.7 CONCLUSIONES	29
2.8 RECOMENDACIONES	30
3. REFERENCIAS	31
ANEXOS	36

RESUMEN

Los bosques alto andinos son de los ecosistemas más importantes por su prestación de servicios ecosistémicos y la gran cantidad de biodiversidad y especies endémicas que albergan. A pesar de su importancia, son ecosistemas muy amenazados, su principal degradación es debida a actividades humanas como la ganadería, agricultura, sobrepoblación y construcciones. En vista de las grandes pérdidas de áreas boscosas se ha buscado implementar diferentes estrategias de restauración, pero existen muchos aspectos que no permiten que estas estrategias sean óptimas en la reforestación, como la falta de reclutamiento de semillas y plántulas en las áreas abiertas. Por lo anterior, en esta investigación se tuvo como objetivos evaluar la variación de la lluvia de semillas entre coberturas vegetales en diferentes estados sucesionales empleando trampas de semillas y la evaluación de la eficiencia de perchas artificiales en la restauración de zonas desforestadas. Se encontró un total de 83 morfotipos de semillas. También, se encontró que el número de semillas entre bosque poco intervenido y bosque en regeneración natural es similar, pero al comparar estas dos coberturas con trampas de semillas asociadas a perchas artificiales ubicadas en potrero, el número de semillas aumenta en un 66,68%. De igual forma, se comparó el número total de semillas entre control y trampas asociadas a perchas, se encontró que, aunque hay similitudes, el número de semillas en las perchas supera al de los controles en un 90.16%. Continuando con la evaluación de la eficiencia de perchas artificiales en la restauración natural de áreas abiertas, se comparó el número de semillas defecadas y el número de heces encontradas entre trampas asociadas a perchas y trampas sin ningún tipo de cobertura. Aunque de lo anterior, no se encontró variación evidente entre perchas y controles, si se demuestra que el número de semillas y heces encontrado en perchas fue mucho más elevado en comparación a los controles. Con base a esto se puede decir que esta estrategia de restauración es efectiva promoviendo la dispersión por vertebrados y el reclutamiento de semillas y propágulos hacia las áreas abiertas.

Palabras clave: Dispersión, Colombia, Semillas, restauración, perchas artificiales, bosque alto andino.

1. INTRODUCCIÓN

Los bosques albergan una enorme biodiversidad y proveen importantes servicios ecosistémicos como reservorios de agua, reguladores de ciclos hídricos, controladores de procesos de erosión y reductores de inundaciones (Chaverri-Polini 1998; Villamarín et al. 2013; Orejuela 2015). Estos ecosistemas han sido degradados por diferentes actividades antropogénicas como agricultura, ganadería, urbanización e incendios, los cuales han dividido las grandes masas de bosque en fragmentos aislados (Guidettie et al. 2016). En Colombia, los bosques cubrirían por lo menos la mitad del territorio nacional (Romero 2012), pero durante años se ha presentado una deforestación evidente (Etter A. 1993; Armenteras, Gast, & Villareal 2003). La región Andina es una de las zonas boscosas más afectadas ya que en ella se encuentra una alta densidad poblacional humana (Etter A. 1993).

Los bosques de alta montaña se distribuyen en aproximadamente 50 países en diferentes continentes (Orejuela 2015), y representan una pequeña parte de la superficie terrestre del planeta. A pesar de ocupar un área relativamente pequeña albergan una biodiversidad con innumerables especies de plantas y animales. Se caracterizan por tener árboles cubiertos por epífitas y musgos rodeados de arbustos de hojas grandes (Cavelier & Goldstein 1989; Gentry 1995; Young, Ulloa, & Luteyn 2002; Orejuela 2015). A pesar de la importancia de los bosques alto andinos como proveedores de recursos, por su enorme biodiversidad y alto grado de endemismo (Chaverri-Polini 1998; Young, Ulloa, & Luteyn 2002; Villamarín et al. 2013; Orejuela 2015), son foco de fuertes amenazas que se reflejan en una evidente deforestación, alrededor de un 27% de la cobertura nativa de estos ecosistemas (Ferreira & Fandiño 1998; Armenteras, Gast, & Villareal 2003; Orejuela 2015). Esta degradación es causada por varias actividades antropogénicas que ponen en riesgo el bienestar de estos ecosistemas, como lo son la agricultura, la ganadería y la urbanización (Etter A. 1993; Armenteras, Gast, & Villareal 2003; Romero 2012; Guidettie et al. 2016). Según el sistema de monitoreo de Bosques y Carbono para Colombia, entre el año 2010 y el 2012, la deforestación anual fue de 147.945 hectáreas (IDEAM 2017), y desde 1990 se han perdido más de 5.4 millones de hectáreas de bosques (Romero 2012).

Dentro de los servicios ecosistémicos de los bosques alto andinos, la dispersión de semillas es de suma importancia pues controla dinámicas naturales como los patrones espaciotemporales de las poblaciones de plantas dentro de las comunidades naturales (Ruiz et al. 2010; Garcia et al 2010; Cavallero et al 2013). Desde el punto de vista físico y competitivo de la semilla, la dispersión es un proceso dinámico y activo que ubica a la progenie en lugares más beneficiosos para la supervivencia y el crecimiento (Kays et.

al 2011). Es decir, reduce los riesgos de mortalidad y competencia por la cercanía a la planta madre y plantas hermanas (Kricher 2011). Adicionalmente, las semillas que son dispersadas pueden colonizar nuevas áreas, aumentando el rango de la especie a sitios con mejor disponibilidad de recursos (Ruiz et al. 2010). La dispersión de semillas en los bosques alto andinos se puede dar por diferentes grupos de animales, los principales y más importantes dispersores son las aves y murciélagos, no solo por su abundancia y diversidad sino por su capacidad de explotar recursos en todas las dimensiones del nicho (Kattan 2015; De Almeida et al. 2016; Guidettie et al. 2016).

En cuanto a la dispersión de semillas, como servicio ecosistémico, se ve afectado por la fragmentación y la destrucción de hábitat, puesto que los principales dispersores de semillas, como las aves frugívoras y algunas especies de murciélagos, son de los primeros animales en disminuir o incluso hasta desaparecer en las áreas afectadas y zonas circundantes (Novoa et al. 2011). Estos dispersores de semillas son los encargados de mantener la resiliencia de los ecosistemas; por lo tanto, si se genera alguna pérdida o disminución en cualquier gremio o grupo funcional de aves o cualquier otro dispersor, se verían afectados todos los procesos, las funciones ecológicas y, por ende, todas las dinámicas del bosque (Angulo 2011, Toledo-Aceves et al 2011; Kays et al 2011; Kricher 2011).

Con base en las cifras de deforestación en este tipo de bosques, no sólo en Colombia sino a nivel mundial, se han planteado diferentes estrategias de restauración como refugios artificiales para animales (Beisiegel 2006), plantación de islas de árboles nativos (Garen et al. 2009), e instalación de perchas artificiales para dispersores de semillas (McClanahan & Wolfe 1993; Zapata, 2015; De Almeida et al. 2016; Guidettie et al. 2016), entre otras. Sin embargo, existen ciertas barreras que limitan dichas estrategias ya que su efectividad depende de factores como la intensidad y la duración del disturbio, la disponibilidad de fuentes de propágulos en el paisaje circundante y de la resiliencia del bosque (Zahawi et al. 2013). Adicionalmente, la restauración de bosques se da a ritmos lentos, pues es un proceso natural que depende de innumerables factores y es costosa monetariamente porque depende de la producción y plantación de plántulas y un monitoreo a largo plazo (Yarranton & Morrison 1974; De Almeida et al. 2016).

Debido a las grandes pérdidas y estado vulnerable de conservación de los bosques alto andinos, también se han adelantado diferentes actividades en pro de su protección. Por ejemplo, en 2004 la zona norte de los Farallones de Cali fue denominada como área importante para las aves (IBA) y de interés para su conservación (AICA) por el instituto Alexander Von Humboldt y BirdLife International (Kattan 2015). Adicionalmente, la región andina colombiana es considerada como “punto caliente”, área prioritaria para la

conservación porque presenta concentraciones excepcionales de especies endémicas, una alta fragmentación y degradación ambiental (Myers et al. 2000; Orejuela, 2015). Sin embargo, y a pesar de que se han implementado diferentes estrategias de restauración, existen barreras como la deficiencia en la dispersión de semillas o el hecho de que la regeneración es lenta y costosa porque depende de la producción y plantación de plántulas (De Almeida et al. 2016). Con base en esto, se han buscado estrategias alternativas basadas en procesos naturales como la dispersión de semillas que aceleren la tasa de restauración a menores costos (De Almeida et al. 2016).

Diferentes estudios sobre la lluvia de semillas demuestran que las aves frugívoras y los murciélagos son dispersores más efectivos en comparación a factores abióticos como el agua o el viento (De Almeida et al. 2016). En el caso de las aves defecan o regurgitan semillas anteriormente ingeridas cuando se posan en ramas o cualquier tipo de estructura (perchas), mientras que los murciélagos se perchan al comer los frutos dejando caer las semillas. Aprovechando estos comportamientos, se han planteado diferentes estrategias para fomentar la dispersión de semillas y acelerar la restauración vegetal (De Almeida et al. 2016; Guidettie et al. 2016). Dentro de estas estrategias la más utilizada es el uso de perchas artificiales que se asemejen lo más posible a ramificaciones naturales para aumentar la dispersión de semillas en áreas degradadas. Las perchas son estructuras que asemejan la ramificación de árboles y hacen que las áreas abiertas sean más atractivas para los dispersores (Cavallero 2013). Así, los fragmentos de bosque que rodean las áreas degradadas funcionan como fuente emisora de biodiversidad para la restauración de estas áreas abiertas, pero sólo cierta porción de la vegetación es dispersada (De Almeida et al. 2016).

En este proyecto se cuantificó la lluvia de semillas del bosque alto andino de la estación biológica de la Universidad Icesi en el PNN los Farallones de Cali (2300-2800 msnm), el cual cuenta con coberturas vegetales en diferentes estados sucesionales: bosque poco intervenido, regeneración natural y potrero (sin cobertura vegetal). Se identificó el movimiento de semillas entre estos tres estados sucesionales, lo que permitió conocer la dinámica y el flujo de especies entre parches de bosque y los otros dos estados sucesionales. Para la cuantificación de la lluvia de semillas en las áreas abiertas (potreros) se emplearon perchas artificiales, por lo tanto, también se evaluó la eficiencia del uso de esta estrategia de restauración, con lo cual se aportó información sobre la utilidad de este tipo de estrategias para la restauración a bajo costo monetario.

2. DESCRIPCIÓN DEL PROYECTO

2.1 PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

A pesar de la importancia de los bosques alto andinos como proveedores de recursos, por su enorme biodiversidad y alto grado de endemismo (Chaverri-Polini 1998; Young, Ulloa, & Luteyn 2002; Villamarín et al. 2013; Orejuela 2015), son foco de fuertes amenazas que se reflejan en una evidente deforestación. Esta degradación es causada por varias actividades antropogénicas. En Colombia las principales actividades que ponen en riesgo el bienestar de estos ecosistemas son la agricultura, la ganadería y la urbanización (Etter A. 1993; Armenteras, Gast, & Villareal 2003; Romero 2012; Guidetti et al. 2016). Según el sistema de monitoreo de Bosques y Carbono para Colombia, entre el año 2010 y el 2012, la deforestación anual fue de 147.945 hectáreas (IDEAM 2017), y desde 1990 se han perdido más de 5.4 millones de hectáreas de bosques (Romero 2012).

Basado en las constantes amenazas y las cifras de deforestación se plantean y evalúan estrategias de restauración basadas en procesos naturales y que sean poco demandantes en cuanto a cuidados, costos y tiempo. Para lo anterior, es necesario obtener cierta información, por lo tanto, en este estudio se identificó la dinámica del movimiento de semillas en diferentes estados sucesionales como bosque poco intervenido, bosque en regeneración natural y potrero (sin cobertura vegetal) de una zona alto andina en los Farallones de Cali. Una vez identificado dicho flujo de semillas en cada estado sucesional y entre ellos, se evaluó la utilidad de perchas artificiales como estrategia de restauración de bajo costo y como puente para fomentar el flujo de semillas entre parches de bosque en zonas afectadas por la deforestación.

2.2 MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE

Los bosques de alta montaña se distribuyen en aproximadamente 50 países de Centroamérica, Latinoamérica, Asia y África (Orejuela 2015). Estos ecosistemas cubren tan sólo el 0,3% de la superficie terrestre del planeta, pero albergan una biodiversidad con innumerables especies de plantas y animales. Se caracterizan por tener árboles cubiertos por epifitas y musgos rodeados de muchos arbustos de hojas grandes (Cavelier & Goldstein 1989; Gentry 1995; Young, Ulloa, & Luteyn 2002; Orejuela 2015). Presentan una gran cantidad de especies, pero las familias con mayor número de representantes podrían ser: Rubiaceae, Fabaceae, Ericaceae, Melastomataceae, Asteraceae, Euphorbiaceae, Bromeliaceae, Solanaceae, Piperaceae y Orchidaceae (Gentry 1995; Poveda et al. 2004; Rangel 2009; Orejuela 2015). En Colombia, los bosques de alta montaña o alto andinos se encuentran en zonas montañosas entre los 1.300 y los 3.800 msnm (Gentry 1995; Poveda, Rojas, Ruedas & Rangel 2004; Rangel 2009; Bush & Hanselman, 2011). Estos bosques se caracterizan por tener un dosel que sobrepasa los 12 m de altura, una temperatura que fluctúa entre 7 y 20°C, y una precipitación de 2.000 mm con dos períodos de lluvia; uno en abril-mayo y otro durante octubre y noviembre (Gentry 1995; Etter et al. 2006; Bush & Hanselman, 2011). La importancia de los bosques alto andinos no sólo radica en su enorme biodiversidad, sino también en su alto número de especies endémicas y oferta de servicios ecosistémicos relacionados con la regulación y provisión de agua, el control de la erosión y la reducción de las inundaciones (Van Der Werff 2004; Villamarín et al. 2013; Orejuela 2015).

La dispersión de semillas junto con otros servicios y procesos ecosistémicos, como la biodiversidad de los bosques alto andinos se encuentran amenazados por la situación actual de deforestación (Rangel, 2009; Toledo-Aceves et al 2011; Orejuela 2015) tanto en Colombia, como a nivel mundial (Costanza et al. 1997; Toledo-Aceves et al 2011; Guidetti et al. 2016). En Colombia, los bosques alto andinos están protegidos sólo en una pequeña porción de todas las unidades de parque nacionales (Kattan 2015), por consiguiente, es pertinente incrementar el trabajo para su conservación y restauración.

Por la deforestación y la fragmentación, se ven alterados todos los procesos y las funciones ecológicas dentro de los bosques alto andinos y, por ende, los servicios ecosistémicos que estos ofrecen (Angulo 2011). La dispersión de semillas es un servicio ecosistémico muy importante pues se encarga de mantener dinámicas dentro de las poblaciones, tanto de plantas como de animales. Puesto que los dispersores establecen una relación mutualista con las plantas ya que se alimentan de la pulpa de los frutos a cambio de dispersar sus semillas. Además, el paso de las semillas por el tracto digestivo

de estos animales, para luego ser depositadas en las heces, aumenta su probabilidad de germinación y propagación; incluso hay especies que dependen de dicho proceso para la germinación de sus semillas (García et al 2010; Cavallero et al 2013; De Almeida et al 2016).

Cuando las especies dispersoras disminuyen o desaparecen se genera un desequilibrio que afecta directamente a las especies de plantas dispersadas por dichos animales, por ende, si los principales dispersores de semillas son susceptibles a la fragmentación y deforestación de los bosques, es de esperarse que las especies vegetales más vulnerables durante las perturbaciones sean las que dependen de dichos dispersores para su propagación. Por otra parte, hay especies que por su ecología se pueden beneficiar o perjudicar por los disturbios (Angulo 2011; Kricher 2011). Dentro de las plantas que se ven afectadas negativamente por los disturbios se encuentran representantes de la familia Lauraceae y las leguminosas (Kricher 2011). Por otro lado, están las especies que se ven beneficiadas por la formación de claros en el dosel, la fragmentación y la deforestación, pues después de un disturbio, se inicia un proceso de sucesión, en el que las especies pioneras, que se caracterizan por tener un crecimiento rápido, son las primeras que colonizan las áreas afectadas (Kricher 2011; Cardoso et al. 2016). Dentro de este tipo de plantas se encuentran las Piperaceae y las Heliconias y representantes de los géneros Cecropia, Ceiba, Piper (Kricher 2011).

La semilla representa la principal forma de dispersión para las familias más representativas dentro de un bosque altoandino (Angulo 2011; Manrique et al. 2016) y la dispersión es de suma importancia para determinar el papel que juegan las plantas en la restauración y la resiliencia de los ecosistemas (Angulo 2011, Toledo-Aceves et al 2011; Kays et al 2011; Kricher 2011, Zahawi et al. 2013, Manrique et al. 2016). Para facilitar dicha dispersión, las semillas presentan diferentes características en su morfología, pero existen muy poca información y muy pocos estudios sobre la ecología y la morfología de las semillas de plantas presentes en bosques alto andinos de Colombia, por eso es de suma representatividad e importancia realizar estudios e identificación de las especies y su ecología. Por lo tanto, con toda la información recolectada se realizó una guía de identificación rápida en campo, la cual permite tener un mayor conocimiento de la zona.

2.3 OBJETIVOS

2.3.1 Objetivo General

Cuantificar la lluvia de semillas entre áreas con coberturas vegetales en diferentes estados sucesionales de un bosque alto andino.

2.3.2 Objetivos Específicos

- Evaluar la variación de la lluvia de semillas en coberturas vegetales en diferentes estados sucesionales.
- Evaluar la eficiencia de perchas artificiales en la restauración de zonas desforestadas

2.4 METODOLOGÍA

2.4.1 Sitio de estudio

La colecta de datos se realizó en la Estación Biológica Zygia de la Universidad Icesi (3° 24' 41.656" N, 76° 39' 5.364" W), localizada en el Parque Nacional Natural (PNN) Farallones de Cali (2300-2800 msnm). Este PNN es el área protegida más grande del Valle Del Cauca y se caracteriza por tener una temperatura anual entre 10.9-32.8°C con un promedio de 14.3 ± 2.3. La humedad relativa se encuentra entre 45% y 100%, con un promedio de 96.7% ± 8.5. El área de estudio sostuvo una producción ganadera por más de 10 años, pero desde hace unos 8 años el ganado fue retirado del predio y hoy en día es un área de conservación e investigación. Por esta razón se evidencian zonas boscosas afectadas, así como coberturas vegetales en diferentes estados sucesionales (bosque poco intervenido, regeneración natural y potrero). Las categorías de cobertura vegetal en diferentes estados sucesionales bajo estudio se definieron dependiendo del tipo de vegetación que se encontrara en cada uno, por ejemplo: la zona de potrero fue evidente pues son áreas abiertas sin ningún tipo de cobertura vegetal, pastos rodeados de remanentes de bosque. El bosque en regeneración natural se categorizó por la abundante presencia de plantas como helechos arbóreos, árboles de baja altura y un dosel poco denso, casi ausente. Por el contrario, en el bosque poco intervenido se encontraban arboles de mayor altura, menor frecuencia de plantas como helechos arbóreos y dosel denso.

2.4.2 Colecta de datos

En el sitio de estudio, se instalaron aleatoriamente un total de 40 trampas de semillas en los tres estados sucesionales (Anexo 1). Cada trampa cubría un área de 1 m², estaban fabricada con tela de costal blanca, se colocaron a un metro de altura del suelo y se procuró que las trampas estuvieran separadas entre sí como mínimo por 10 m. En bosque poco intervenido y en regeneración natural se instalaron 10 trampas de semillas en cada uno, cada trampa tenía asociada una malla de igual área (1 m²) ubicada un metro arriba de la trampa (a dos metros del suelo), que servían como percha, con el fin de homogeneizar la cobertura sobre cada trampa. Por su parte, en los potreros se instalaron un total de 20 trampas construidas con tubos PVC, de las cuales 10 estaban asociadas a perchas artificiales y 10 trampas sin una percha asociada. Estas 10 trampas sin percha sirvieron como control para medir la eficiencia de las perchas en la creación de bancos de semillas.

Las trampas se revisaron al menos una vez por semana desde el mes de junio hasta principios de agosto de 2017. Las semillas se recolectaron en recipientes debidamente marcados y fueron preservadas en alcohol al 70%. Posteriormente, la identificación se llevó a cabo con base a la morfología de la semilla y a una colección de referencia que se realizó en paralelo a la recolección de semillas, es decir, se colectaron especímenes con frutos y flores presentes en cada uno de los tres estadios sucesionales, útiles como referencia para la identificación de las semillas recolectadas en las trampas. Se utilizó un estereoscopio y se creó un registro fotográfico de cada morfotipo. Los especímenes colectados fueron debidamente montados y archivados, para crear una base de datos en el herbario de la Universidad Icesi sobre las especies de plantas que se encuentran en la estación biológica. Por último, con toda la información recolectada se realizó una guía de identificación de las especies presentes en la estación biológica en la segunda época del año.

2.4.3 Análisis de datos

Para el tratamiento de datos se empleó el software computacional R junto con diferentes paquetes de análisis estadístico que este software permite emplear (R Core Team 2016), tales como: agricolae (De Mendiburu 2009), normtest (Shapiro 1968), moments (Strimmer 2013), nlme (Pinheiro, Bates 2000), car (Fox, Weisberg 2017), MuMin (Chambers 1988), forecast (Hyndman, Khandakar 2008), FSA (Ogle 2016), ggplot2 (R Core Team 2016), Rmisc (Rousseeuw 1999), lattice (Deepayan 2008) y vegan (Oksanen et al. 2017).

Para conocer el comportamiento de los datos, se realizó una prueba de normalidad, se obtuvo un comportamiento no normal (Shapiro Wilk, $p < 0.001$). Por lo tanto, se realizó una prueba no paramétrica de análisis de varianzas (Kruskal wallis, $p= 0.00013$) y se encontraron diferencias entre los estados sucesionales. Para comparar la lluvia de semillas entre estados sucesionales, se utilizó el test de Dunn como prueba post hoc. Para esta comparación se tuvo en cuenta el número de semillas encontradas en bosque poco intervenido, en bosque en regeneración natural y las trampas de semillas asociadas a una percha artificial en potrero.

Para evaluar la eficiencia de esta estrategia en la restauración de zonas degradadas se contrastó entre el número total de semillas defecadas en trampas asociadas a una percha artificial y trampas sin percha artificial, ambos tratamientos ubicados en zonas sin cobertura vegetal (potrero). Debido a que los datos no siguen una distribución normal (Shapiro-Wilk, $p < 0.001$), se empleó la prueba X^2 ($p=0.33$), para identificar diferencias entre tratamientos. Por último, se comparó el número de semillas y el número de

heces encontrado entre trampas asociadas a una percha artificial y trampas sin percha artificial ubicadas en potrero.

2.5 RESULTADOS

Se encontraron 83 morfotipos de semillas en la totalidad de las trampas de semillas colocadas. Se identificaron alrededor de 8 familias y 7 géneros. Se encontró que en los potreros predominan los morfotipos 17 y 19 (familia Melastomataceae). Mientras que, los bosques en regeneración natural y los bosques poco intervenidos, se encontraron predominados por el morfotipo 10 (familia Melastomataceae, género Miconia). Sin embargo, en estas categorías se encontraron mayor número de morfotipos, pero en menores cantidades, es decir, la mayoría de morfotipos encontrados en estas áreas sólo se encontraron en pocas ocasiones. En la Figura 1 se muestra el porcentaje de los morfotipos más encontrados en cada una de las coberturas.

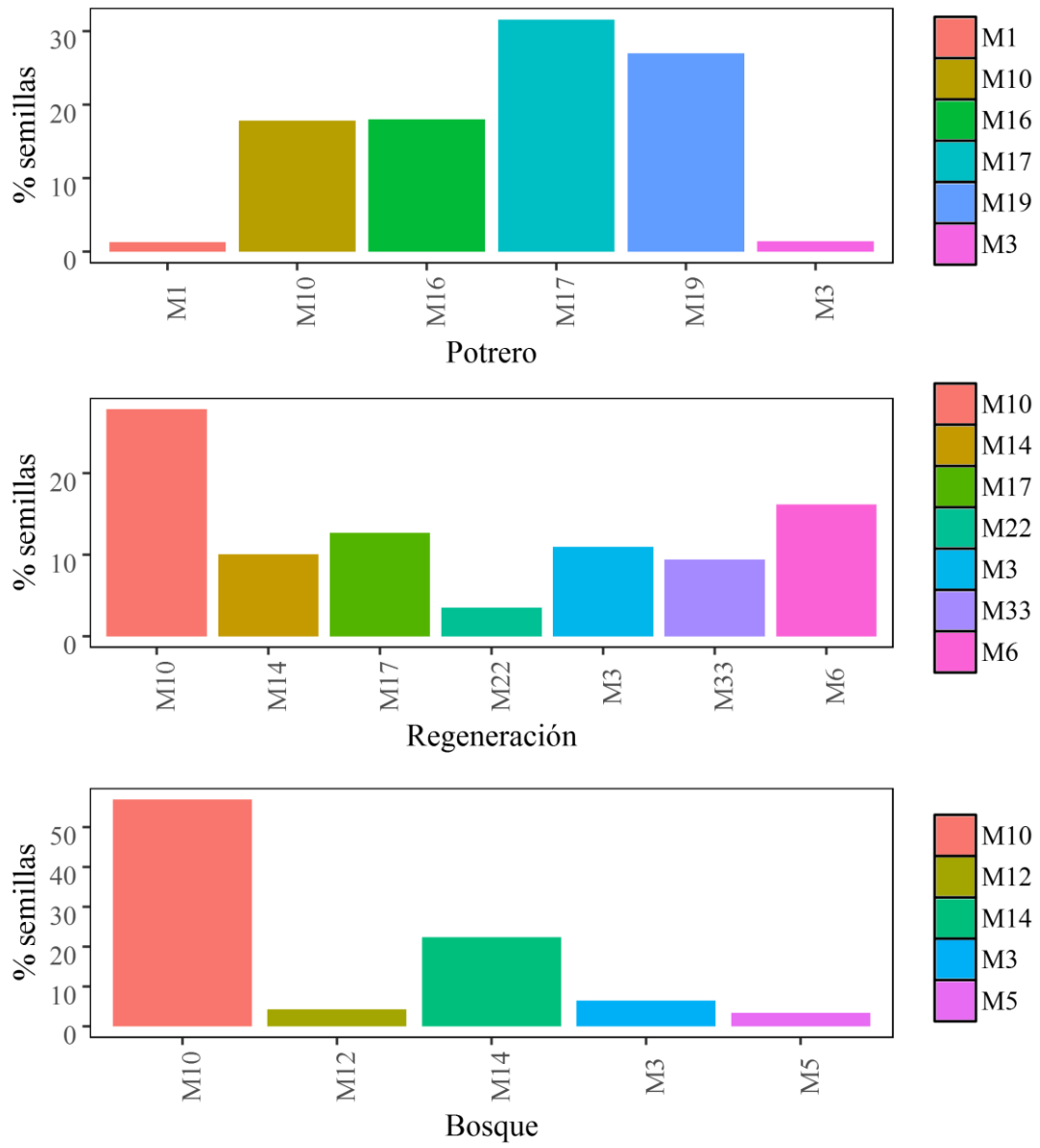


Figura 1. Composición porcentual. Se gráfica el porcentaje de semillas encontrado en cada una de las coberturas estudiadas.

2.5.1 Curva de acumulación de especies

Teniendo en cuenta los 83 morfotipos encontrados en los tres estados sucesionales estudiados. Se realizó una curva de acumulación de especies presentada en la Figura 2. También, se realizó una curva de acumulación de especies para cada estado sucesional estudiado, presentadas en las Figuras 3-5. Este tipo de curvas, son una potente metodología para estandarizar los estimados de riqueza obtenidas en las que se representa el número de especies de morfotipos encontrados y acumulados, frente al esfuerzo de muestreo empleado y se compara con estimados. En los cuatro casos se empleó los estimadores ACE y Chao 1, adicionalmente se gráficas los singletons y los doubletons. Se encontró una pendiente no muy pronunciada.



Figura 2. Curva de acumulación de especies. Se gráfica el número de morfotipos de semillas encontrado frente al esfuerzo de muestreo realizado en las tres categorías de coberturas vegetales estudiadas.

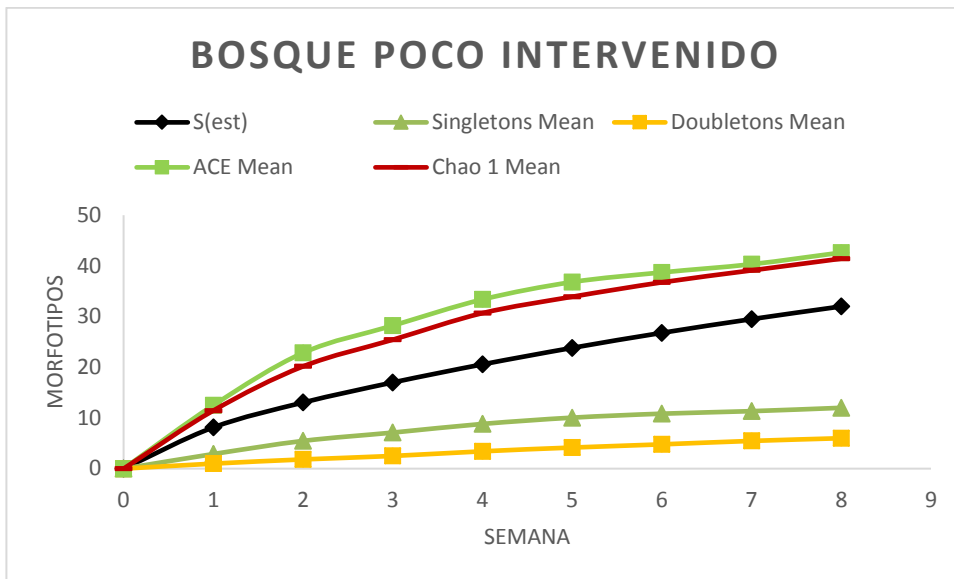


Figura 3. Curva de acumulación de especies. Se gráfica el número de morfotipos de semillas encontrado frente al esfuerzo de muestreo realizado en bosque poco intervenido.

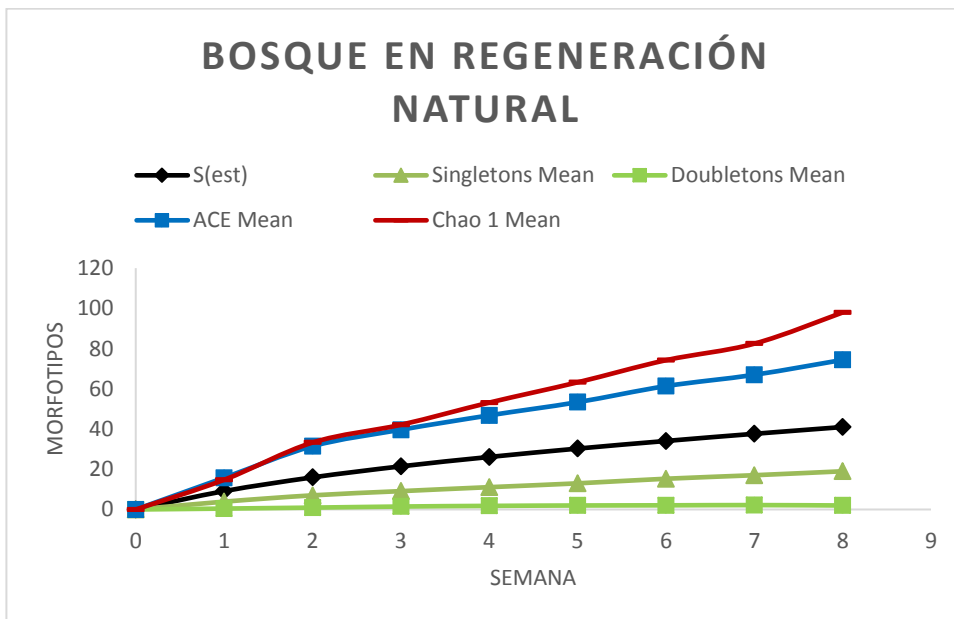


Figura 4. Curva de acumulación de especies. Se gráfica el número de morfotipos de semillas encontrado frente al esfuerzo de muestreo realizado en bosque en regeneración natural.

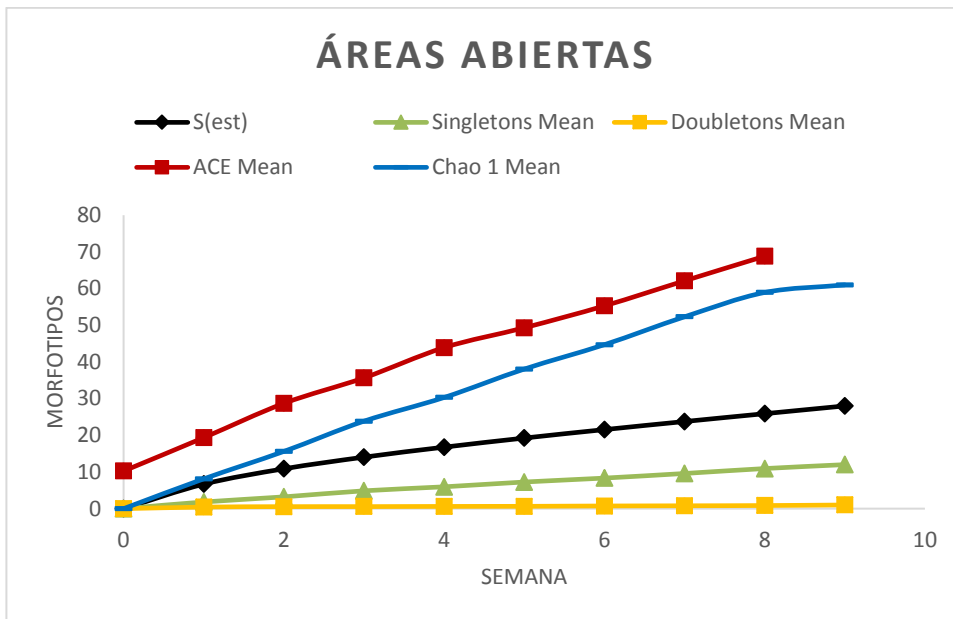


Figura 5. Curva de acumulación de especies. Se gráfica el número de morfotipos de semillas encontrado frente al esfuerzo de muestreo realizado en bosque en potrero.

2.5.2 Comparación de la lluvia de semillas entre coberturas con diferentes estados sucesionales

El número total de semillas hallado en las trampas varió entre las diferentes coberturas (Kruskal wallis, $p= 0.00013$). Donde la mayoría de semillas, 66,68%, se recolectó en las trampas asociadas a perchas artificiales ubicadas en potrero (Dunn test, Bosque-Potrero con $p=0.00062$ y Potrero-Regeneración con $p=0.00049$), de las cuales, el 12.37% fueron dispersadas por vectores bióticos (vertebrados). Por su parte, en los bosques poco intervenido y en regeneración natural se obtuvo valores similares, 20,31% y 13%, respectivamente (Dunn test, Bosque-Regeneración $p=0.66$) (Figura 5), de los cuales solo el 1,57% en bosque poco intervenido y el 3.73% en bosque en regeneración natural de las semillas fueron dispersadas por aves y/o murciélagos.

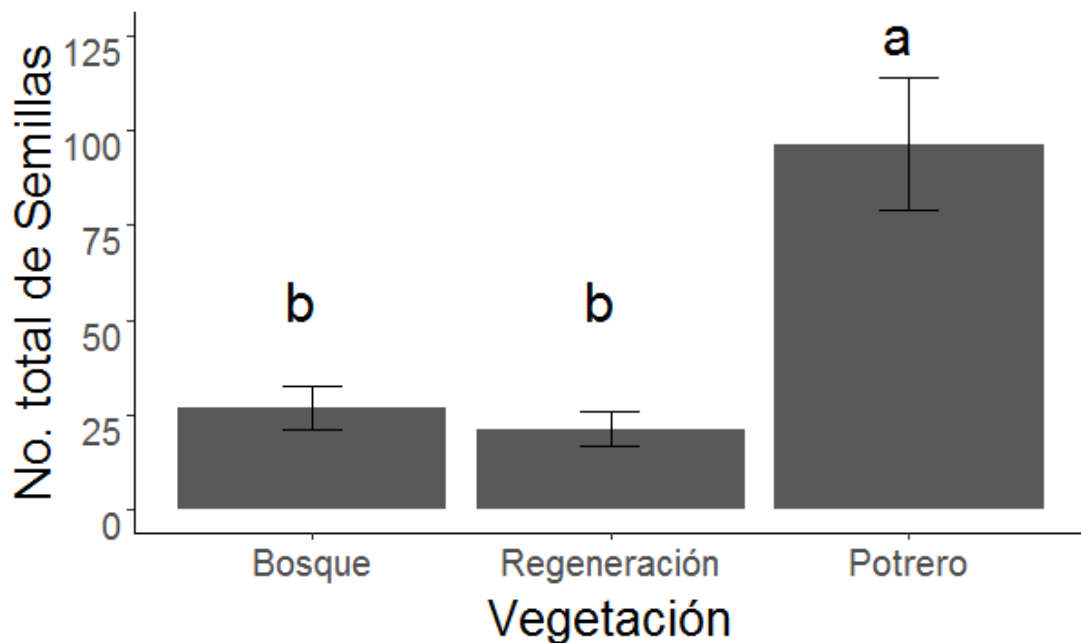


Figura 6. Comparación del número de semillas entre estados sucesionales. Número de semillas encontradas en bosque poco intervenido, bosque en regeneración natural y en las trampas asociadas a una percha artificial ubicadas en potrero. La línea sobre cada una de las barras representa la desviación estándar.

2.5.3 Semillas dispersadas por vertebrados en áreas abiertas

2.5.3.1 Comparación entre trampas asociadas a perchas y control

El número total de semillas encontradas entre trampas asociadas a perchas artificiales y trampas sin ninguna cobertura vegetal fue similar (X^2 , $p= 0.33$). Sin embargo, se encontró un mayor número de semillas en las trampas asociadas a perchas (90.16%) y un mayor porcentaje de semillas dispersadas por vertebrados (66.54%), mientras que en las trampas control (sin percha asociada) se encontró un 9.83% y el 7.43% fue dispersado por aves y/o murciélagos (Figura 7).

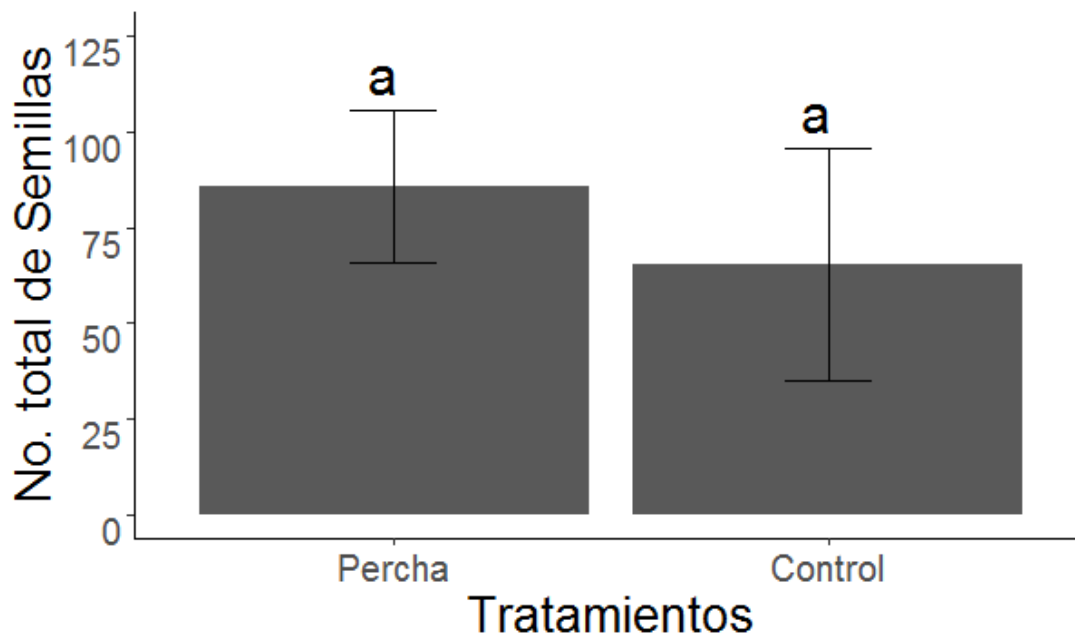


Figura 7. Número total de semillas en trampas de potrero. Para la evaluación del uso de perchas artificiales como estrategia de restauración se comparó el número total de semillas encontradas entre trampas asociadas a perchas y trampas sin percha. Las líneas graficadas en la parte superior de cada barra hacen referencia a la desviación estándar de los datos obtenidos.

Entre perchas y controles, se comparó el número de semillas que fueron dispersadas sólo por vectores, como vertebrados (aves y/o murciélagos). A pesar de que no se encontró una gran variación entre las semillas defecadas en trampas asociadas a perchas y los controles, hasta un 89% fue recolectado en las trampas asociadas a perchas artificiales (Figura 8). Con el propósito de evidenciar la efectiva funcionalidad de las perchas, también se comparó el número de heces depositadas en las trampas asociadas a perchas y las trampas control. Se encontró que el 91% de las heces fueron depositadas en las trampas asociadas a una percha, mientras que solo el 8% de las heces fueron encontradas en los controles (Figura 9).

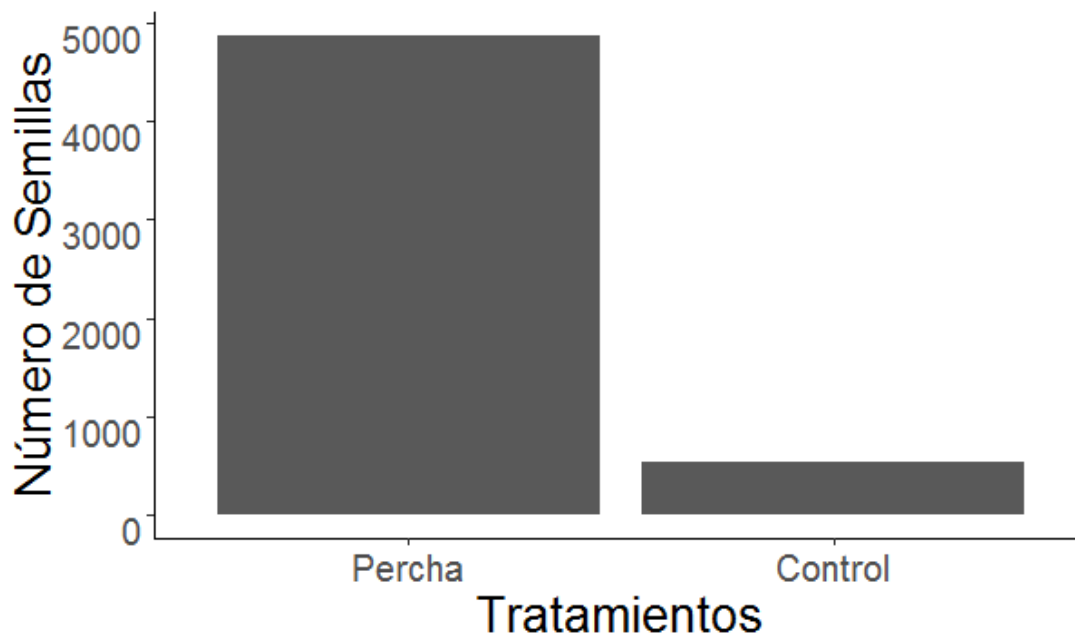


Figura 8. Número de semillas dispersadas por vertebrados (aves y/o murciélagos). Para demostrar la eficiencia de las perchas en las áreas abiertas, se comparó el número de semillas encontradas en las heces de las trampas asociadas a perchas y sin percha.

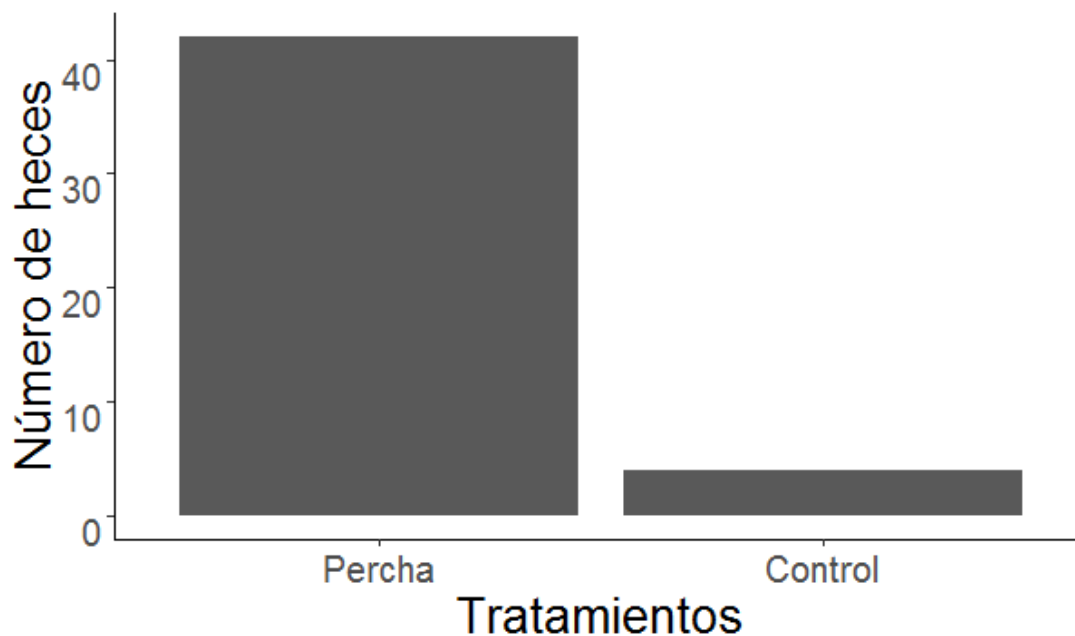


Figura 9. Evaluación de la estrategia de restauración en base al número de heces encontradas en trampas de áreas abiertas. Para demostrar la validez de las perchas artificiales se comparó el número de heces encontrados en los dos tratamientos ubicados en potrero (trampas asociadas a perchas artificiales y en trampas sin ningún tipo de cobertura).

2.5.4 Guía de identificación

Las guías de identificación rápida en campo permiten una mayor caracterización de la zona recorrida. Por lo tanto, con todos los morfotipos encontrados en cada una de las diferentes coberturas vegetales, se realizó una guía de identificación rápida presentada en la Figura 10.

Estación Biológica Zygia, Parque Nacional Natural Farallones De Cali, Valle Del Cauca, Colombia.

SEMILLAS de Zygia



Morella
MYRICACEAE



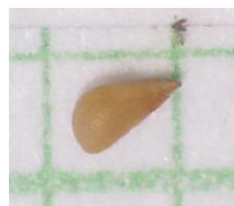
Palicourea
RUBIACEAE



Vismia
HYPERICACEAE



Palicourea
RUBIACEAE



Miconia
MELASTOMATACEAE



Miconia
MELASTOMATACEAE



Croton
EUPHORBIACEAE



Sapium
EUPHORBIACEAE

Figura 10. Guía rápida de identificación de semillas de la Estacion Biologica Zygia. Se presenta una representación de la guía de identificación rápida en campo que se realizó con toda la información colectada durante este proyecto.

2.6 DISCUSIÓN

2.6.1 Curva de acumulación de especies

En las Figuras 1-4, las curvas de acumulación de especies presentan una pendiente poco pronunciada, que en un principio empieza a ascender, lo que puede hacer referencia a la alta cantidad de morfotipos encontrados (83). Por su parte, la curva de los morfotipos difiere en gran medida en comparación con los estimadores por lo que es necesario un mayor esfuerzo de muestreo. Por ultimo, al comparar con los singlestone y los doublestone, los morfotipos de los cuales se encontraron una o dos veces durante todo el muestreo, se puede observar que hay varios casos, los cuales también pueden aportar a la curva poco pendiente encontrada durante los muestreos. Esta curva de acumulación de especies proporciona gran cantidad de información respecto a diferentes aspectos como respecto a la intensidad de muestreo, pues al no aproximarse a una ascintota hace referencia a que deberían aumentarse las horas de muestreo (Jimenez y Hortal 2000). Las curvas de acumulación de especies permiten estimar el número de especies que se esperaría encontrar a partir del muestreo realizado, con base en esto y en comparación con los estimadores empleados, se puede decir que hace falta más intensidad de muestreo pues la pendiente no alcanza una asíntota (Villarreal et al. 2004).

Es importante aclarar que aun se continúan realizando muestreos y que se tienen muchas más muestras por analizar. Los datos aquí presentados representan sólo una pequeña porción, por lo que se espera que al completar los muestreos se obtengan resultados más robustos.

2.6.2 Comparación de la lluvia de semillas entre coberturas con diferentes estados sucesionales

En este estudio se encontró que no existen diferencias entre la lluvia de semillas de un bosque poco intervenido y la de un bosque en regeneración natural. Esto se puede deber a que el movimiento de semillas es fundamental para la formación del banco de semillas en las etapas tempranas e intermedias del proceso de sucesión (Bonilla-Moheno, Holl 2010; Guidettie et al. 2016). Mientras que, para las etapas tardías, puede representar un retardo en el recambio de especies por la tendencia de dispersión de las mismas especies siempre, por ejemplo, la aparición y

crecimiento de especies de crecimiento muy lento que les toma años dominar un ecosistema, lo que representaría un atasco en la regeneración del ecosistema (Martínez Garza-González Montagut 2002; Howe y Miriti 2004; Angulo 2011).

También se encontró un mayor número de semillas recolectadas en los potreros en comparación con el número de semillas encontrado en los dos tipos de bosque, esta diferencia se puede explicar con base en la complejidad estructural en cada una de las coberturas vegetales en las que se ubicaron las trampas de semillas). Es decir, en potrero las perchas funcionan como atrayentes de dispersores de semillas (único atractivo estructural de las áreas abiertas, generando una alta probabilidad de que las semillas lleguen a esas trampas (Guidetti et al. 2016; Rubiano 2016). Por su parte, en los tipos de bosque estudiados durante este proyecto son estructuralmente mucho más complejos que las áreas abiertas, por lo que la probabilidad de que las semillas lleguen hasta las trampas son muchísimo más bajas que en las trampas asociadas a perchas artificiales, ya que en estas coberturas existen muchas opciones de percha (Cavallero 2013; De Almeida et al. 2016).

Otro aspecto a tener en cuenta para explicar dicha diferencia en la lluvia de semilla entre bosques y áreas abiertas, es la ecología de las diferentes plantas que pueden estar siendo dispersadas. Existen plantas que invierten en la producción de un fruto carnoso con muchas semillas de unos cuantos milímetros, como es el caso del género *Miconia* (cuenta con semillas con un tamaño inferior a 1 milímetro y se encontraron desde 40 hasta 500 semillas por fruto). Por otro lado, existen plantas que producen frutos con una sola semilla, la cual es casi del mismo tamaño del fruto, como es el caso del género *Morella* (la semilla es de alrededor de 4 milímetros y el fruto es una capa alrededor de la gran semilla). Asimismo, existen innumerables combinaciones entre las características morfológicas de los frutos y las semillas que varían dependiendo de la ecología y las estrategias de las plantas dispersadas (Martínez y Castillo 2009). Lo anterior, sirve como base para explicar porque se encontró un mayor número de semillas en las trampas asociadas a perchas artificiales, pues es posible que las especies que llegaran a dichas trampas fuesen especies con numerosas semillas por fruto en comparación a las especies que estaban llegando a las trampas ubicadas en los tipos de bosque.

2.6.3 Semillas dispersadas por vertebrados en áreas abiertas

2.6.3.1 Comparación entre trampas asociadas a perchas y control

Se obtuvo que no existe diferencia significativa en el número de semillas encontradas entre trampas asociadas a perchas artificiales y los controles ubicados en áreas abiertas (potrero), sin embargo y como se puede observar en la Figura 3, el número de semillas es mayor en las trampas asociadas a una percha artificial, además un mayor porcentaje de semillas dispersadas por aves y/o murciélagos. Lo que permite evidenciar que el uso de esta estrategia genera, aunque no significativo, cierto aumento en el número de semillas que están siendo dispersadas hacia las áreas abiertas. El hecho de no haber encontrado diferencias significativas entre los dos tratamientos de los potreros puede deberse a que tan dispersos son los datos, es decir, la desviación estándar. La dispersión de los datos se gráfica en las barras de error en la Figura 3, donde se puede evidenciar que el número de semillas encontradas en los controles tiene una barra de error más pronunciada. Lo anterior se explica con base en que las pocas veces que se encontraron semillas en las trampas control fueron grandes cantidades de semillas y es muy probable que estas semillas fueran dispersadas por viento (dispersión natural), pues sólo el 7.53% de lo encontrado en trampas control fue dispersado por vectores.

Al comparar el número de semillas y el número de heces entre los dos tratamientos de los potreros, se evidencia fácilmente que las perchas artificiales reclutan un mayor número, tanto de semillas como de heces (Figura 4 y 5), es decir, que funcionan como atrayentes de dispersores, haciendo de las áreas abiertas más atractivas para dispersores vertebrados y lograr un mayor reclutamiento para el banco de semillas en estas áreas; asimismo, estas estructuras promueven un mayor flujo, de cierta forma, natural proveniente de los remanentes de bosque circundantes de vegetación nativa impulsando la sucesión ecológica para la reforestación con vegetación similar a la original, estos resultados han sido similares en estudios al respecto (McClanahan & Wolfe 1993; Cavallero 2013; Zahawi et al. 2013; De Almeida et al. 2016; Guidettie et al. 2016).

2.7 CONCLUSIONES

Se encontró un mayor número de semillas en las trampas ubicadas en las zonas abiertas (potreros). Sin embargo, es necesario un mayor esfuerzo de muestreo para obtener una porción más representativa de las especies que están siendo dispersadas, tanto en cada tipo de cobertura como entre ellas.

Al evaluar el uso de perchas artificiales como estrategia de restauración, se encontró que es eficiente en el reclutamiento de semillas hacia las áreas abiertas, genera un mayor flujo de heces y por ende, de semillas dispersadas por vertebrados en zonas a las que normalmente no llegarían por la deforestación.

La elaboración y uso de guías de identificación es importante para llegar vacíos en la información de las especies presentes en este tipo de ecosistemas.

2.8 RECOMENDACIONES

En cuanto a la metodología, para la recolección de las semillas se debería emplear un material diferente en la fabricación de las trampas de semillas. Se recomiendo emplear un material que permita filtrar el agua de manera más eficiente, puesto que al acumularse el agua el material vegetal que no fuese objeto de estudio en esta investigación se descomponían mas rápido por lo que la colecta de semillas era un poco más complicada, y más aun cuando se encontraban frutos en las trampas.

La recolección de especímenes con flores y frutos debe ser muy cuidadosa en cuanto a los datos que se tomen, como tipo de cobertura, fecha, etc. Esto es de suma importancia para posteriores estudios sobre los cambios en los patrones de floración y fructificación (fenología), por esto mismo, también se recomiendo que se realicen más estudios sobre estos patrones y como minimo tener datos de un año para cubrir todos estos cambios en los patrones en el tiempo.

Es necesario más estudios de este tipo para llenar los vacios en el conocimiento de morfología y fenología de las plantas presentes en estos ecosistemas. Además, serian muy bien complementados con estudios de de interacciones planta-dispersor para completar, entender y sacar el máximo provecho de las redes de interacción en el uso de estrategias de restauración.

3. REFERENCIAS

- Angulo Rubiano, Andrés Arturo “Dispersión de semillas” por aves frugívoras: una revisión de estudios de la región neo tropical. Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia. 2011
- Armenteras, D., Gast, F., & Villareal, H. (2003). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 245–256.
- Beisiegel, B.M. 2006. Shelter availability and use by mammals and birds in an Atlantic forest area. *Biota Neotropica* 6: 1-16.
- Bonilla-Moheno, Martha. Holl, Karen D. *Direct Seeding to Restore Tropical Mature-Forest*. *Restoration Ecology* Vol. 18, No. S2, pp. 438–445 November 2010.
- Species in Areas of Slash-and-Burn Agriculture
- Bush, M. & Hanselman, J. (2011). Andean montane forests and climate change.
- Cavallero, L., Raffaele, E., & Aizen, M. A. (2013). Birds as mediators of passive restoration during early post-fire recovery. *Biological Conservation*, 158, 342–350. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.004>
- Cavelier, J. & Goldstein, G. (1989). Mist and fog interception in elfin cloud forests in Colombia and Venezuela. *Journal of Tropical Ecology*, 309-322.
- Chaverri-Polini, A. (1998). Mountains, biodiversity and conservation. UNASYLVA-FAO, 47-54.
- Chambers, J. M. (1998) *Programming with Data. A Guide to the S Language*. Springer.
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 253-260.

- De Almeida, A., Marques, M. C. M., Ceccon-valente, M. D. F., Vicente-silva, J., & Bos, S. (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>
- De Mendiburu, Felipe (2009). Una herramienta de analisis estadistico para la investigacion agricola. Tesis. Universidad Nacional de Ingenieria (UNI-PERU).
- Etter, Á., McAlpine, C., Wilson, K., Phinn, S., & Possingham, H. (2006). Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 369–386.
- Etter, A. (1993). *Diversidad ecosistémica en Colombia hoy*. Bogotá: Nuestra diversidad biológica
- Ferreira Miani, P., & Fandiño, M. C. (1998). Colombia biodiversidad siglo XXI: Propuesta técnica para la formulación de un plan de acción ambiental en biodiversidad.
- Fox, j; Weisberg, S. 2017. *Using car Functions in Other Functions*.
- Garcia, D., Zamora, R., & Amico, G. C. (2010). Birds as Suppliers of Seed Dispersal in Temperate Ecosystems: Conservation Guidelines from Real-World Landscapes, 24(4), 1070–1079. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01440.x>Gentry, A. (1995). Patterns of diversity and floristic composition in neotropical montane forests. *Biodiversity an conservation of Neotropical montane forests* 1, 103-126.
- Garen, E., Saltonstall, K., Slusser, J., Mathias, S., Ashton, M., & Hall, J. (2009). An evaluation of farmers' experiences planting native trees in rural Panama: implications for reforestation with native species in agricultural landscapes. *Agroforest Syst*.
- Guidettie, B., Amico, G., Dardanelli, S., & Rodriguez-cabal, M. A. (2016). Artificial perches promote vegetation restoration. <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0619-4>
- Howe H.F., Miriti M.N. *When seed dispersal matters*. *BioScience*. 2004.Vol 54 N 7 Pp: 651-660
- Hyndman, Rob J; Khandakar, Yeasmin. *Automatic Time Series Forecasting: the forecast Package for R*. *Journal of Statistical Software*. July 2008, Volume 27, Issue 3.

- Jiménez, A. Hortal, J. *Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos*. Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva (Entomología). Museo Nacional de Ciencias Naturales (C.S.I.C.). c/ José Gutiérrez Abascal, 2 28006 Madrid, España
- Kattan, G., Alvarez-López, H., & Giraldo, M. (1994). Forest Fragmentation and Bird Extinctions: San Antonio Eighty Years Later. *Conservation Biology*, 138-146.
- Kattan, G. (2015). Historias de aves para adentrarse en el bosque nublado. En L. Salazar (Ed.), *El bosque de niebla de San Antonia una historia centenaria* (pág. 161). gá Editores.
- Kays, R., Jansen, P., Knecht, E., Vohwinkel, R., & Wikelski, M. (2011). The effect of feeding time on dispersal of *Virola* seeds by toucans determined from GPS tracking and accelerometers. *Acta Oecologica*, 625-631.
- Kricher, J. (2011). *Tropical ecology*. New Jersey: Preston University Press.
- Manrique, Naisla Tatiana. *Frutos y semillas en remanentes de bosque altoandino del Páramo de Rabanal (Boyacá, Colombia)*. Facultad de Ciencias. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. *Revista de la Facultad de Ciencias Básicas*. 2016.14(2):141-168
- Martínez Orea, Yuriana, Castillo Argüero Silvia y Guadarrama Chávez Patricia. (2009). *La dispersión de frutos y semillas y la dinámica de comunidades*. *Ciencias* 96, octubre-diciembre, 38-41.
- Martinez-Garza C., Gonzalez Montagut R. *Seed rain of fleshy fruited species in tropical Pastures*. *Journal of tropical ecology*. 2002. Vol 18 Pp :457–462
- McClanahan, T. R., & Wolfe, R. W. (1993). Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. *Conservation Biology*, 7(2), 279-288.
- Ogle, D.H. 2016. *Introductory Fisheries Analyses with R*. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, FL.
- Oksanen, j. Blanchet, G. Friendly, M. Kindt, R. Legendre, McGlinn, D. Minchin, P. O'Hara, R. Simpson, G. Solym, P. Henry, M. Stevens, H. Szoecs, E. Wagner, H. *Package 'vegan'*. *Community Ecology Package*. August 24, 2017

- Orejuela Gartner, J. (2015). Los bosques de niebla de los Andes, fábricas de agua. En L. Salazar (Ed.), *El bosque de niebla de San Antonio una historia centenaria* (pág. 71). gá Editores.
- P. J. Rousseeuw, I. Ruts, J. W. Tukey (1999): The bagplot: a bivariate boxplot, *The American Statistician*, vol. 53, no. 4, 382–387
- Poveda, I., Rojas, C., Ruedas, A., & Rangel, J. (2004). El Chocó biogeográfico: Ambiente físico. En O. Rangel (Ed.), *COLOMBIA DIVERSIDAD BIÓTICA IV*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Pinheiro, J.C., and Bates, D.M. (2000) "Mixed-Effects Models in S and S-PLUS", Springer.
- Rangel, J. O. (2009). Ecosistemas zonales de la serranía de Perijá. En *Colombia Diversidad Biórica VIII Media y Baja Montaña de la Serranía de Perijá*.
- Reis, A., Bechara, F. C., & Tres, D. R. (2010). Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola*, 67(2), 244-250.
- Romero, J. (n.d.). El bosque Alto-Andino: una oportunidad para llevar al educando al aprendizaje significativo y a las estrategias de conservación.
- Rubiano, Milton J. *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)*. Universidad distrital Francisco José De Caldas. Bogotá, Colombia. Julio 2016.
- Ruiz, S., & Gómez, M. y. (2010). Lluvia de semillas de *Lupinus elegans* Kunth en un proyecto de restauración ecológica. *Biológicas*, 72 – 74
- Sarkar, Deepayan (2008) *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*, Springer. ISBN: 978-0-387-75968-5 <http://lmdvr.r-forge.r-project.org/>
- Shapiro, S. S., Wilk, M. B. and Chen, H. J. (1968): A comparative study of various tests for normality. *Journal of the American Statistical Association*, vol. 63, pp. 1343–1372.
- Toledo-Aceves, T., Meave, J., Gonzáles, M., Ramírez, & Neptalí. (2011). Tropical montane cloud forests: current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. *Journal of Environmental Management*, 974-981.

- Van Der Werff, H. a. (2004). Distribution and conservation significance of endemic species of flowering plants in Peru. *Biodiversity and Conservation*, 1699–1713.
- Villarreal H., M. Álvarez, S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gasta, H. Mendoza, M. Ospina y A.M. Umaña. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de Biodiversidad. Instituto de investigación de recursos Biologicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236 p.
- Villamarín, C., Rieradevall, M., Paul, M. J., Barbour, M. T., & Prat, N. (2013). A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological Indicators*, 29, 79–92. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.006>
- Yarranton, G. A., & Morrison, R. G. (1974). Spatial dynamics of a primary succession: Nucleation. *Journal of Ecology*, 62(2), 417–428.
- Young, K. R., Ulloa, C., & Luteyn, J. L. (2002). Plant Evolution and Endemism in Andean South America: An Introduction. *The New York Botanical Garden-The Botanical Review*, 4–21.
- Zahawi, R. A., Holl, K. D., Cole, R. J., & Reid, J. L. (2013). Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 88-96.
- Zapata, N. A. (2015). Estrategias para incrementar la funcionalidad de las aves en la restauración ecológica de bosques subandinos. Tesis maestría, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.

ANEXOS



Anexo 1. Mapa de la estación biológica. En la Imagen se logra evidenciar algunos remanentes de bosques y áreas abiertas, incluso se alcanzan a ver algunas de las trampas ubicadas en los potreros. La fotografía aérea es de pertenencia de la Universidad Icesi y cuenta con una escala de 1:500.