



**PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA  
FACULTAD DE ESTUDIOS AMBIENTALES Y RURALES**

**Autora: Laura Daniela Duarte Jaramillo**

**Directores:**

**José Ignacio Barrera Cataño Ph.D**

**Ana Carolina Moreno Cárdenas**

**Evaluación de diferentes tratamientos de nucleación como estrategia de restauración ecológica, en su etapa inicial, en áreas de bosque alto andino invadidas por *Pteridium aquilinum* (L.) Khun.**

**Noviembre, 2018**

## Contenido

INFORMACION GENERAL DEL TRABAJO DE GRADO .....	4
Título .....	4
PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN.....	4
OBJETIVO GENERAL.....	4
Objetivos específicos.....	4
Resumen.....	5
Palabras clave.....	6
I. INTRODUCCIÓN.....	6
II. METODOS.....	10
2.1 ÁREA DE ESTUDIO .....	10
DESCRIPCION DE LOS TRATAMIENTOS DE NUCLEACIÓN.....	11
Estrategias de borde .....	12
Agregados y media lunas. ....	12
2.3 Campo .....	13
2.4 Diseño y recolección de los datos. ....	13
2.5 Toma de datos.....	15
2.6 Análisis de los datos .....	15
III. RESULTADOS .....	16
3.1 .1 Composición de los diferentes diseños.....	16
3.1.2 Índices de diversidad y riqueza por hábito .....	20
3.1.3 Variables de crecimiento según tipo de tratamiento .....	22
Altura.....	24
Cobertura .....	25
3.1.4 Estructura vertical y horizontal de la vegetación en los diferentes tratamientos .....	25
3.2 Incidencia de la distancia al bosque adyacente sobre la riqueza y diversidad .....	29
3.3 Disimilaridad entre las coberturas vecinas .....	30
IV. DISCUSIÓN.....	31
4.1 Efectividad de la implementación de la estrategia. ....	31
4.2 Relación distancia al bosque de referencia sobre la diversidad y riqueza.....	33
4.3 Relación entre los predios vecinos con la estrategia de restauración.....	34
V. CONCLUSIONES.....	36
Agradecimientos .....	37

VI. REFERENCIAS.....	37
VII: INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA.....	42
VIII. Anexos requeridos para la modalidad de trabajo de grado .....	46
8.1 ANEXO 2: MARCO TEÓRICO EXTENDIDO .....	49
8.1.1 PROBLEMA .....	50
8.2 MARCO TEÓRICO.....	50
8.2.1 Ecología de la Restauración.....	51
- Restauración ecológica.....	51
- Nucleación.....	51
- Diseño florístico.....	51
8.2.2 Sucesión Vegetal .....	51
8.2.3 Invasiones biológicas.....	51
- Factores Tensionantes .....	52
8.2.4 Helecho marranero .....	52
8.2.5 Bosque Alto andino .....	52
8.3 ANTECEDENTES .....	53
8.3.1 Temáticos .....	53
8.3.2 Contexto .....	53
8.4 Bibliografía .....	54
IX. ANEXO 3: Métodos extendidos.....	57
Pre campo .....	57
Estrategias de borde .....	58
Agregados y media lunas. ....	58
Campo .....	58
Diseño y recolección de los datos. ....	59
Toma de datos.....	62

## **INFORMACION GENERAL DEL TRABAJO DE GRADO**

### **Título**

Evaluación de diferentes tratamientos de nucleación como estrategia de restauración ecológica, en su etapa inicial, en áreas de bosque alto andino invadidas por *Pteridium aquilinum* (L.) Khun.

### **PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN**

¿Cómo responde la comunidad vegetal de especies nativas a los tratamientos de restauración ecológica (nucleación y eliminación manual del helecho) en términos de composición y riqueza?

### **OBJETIVO GENERAL**

Evaluar la implementación de la nucleación, como estrategia de restauración ecológica, en la respuesta sobre la composición y riqueza de la comunidad vegetal de especies nativas

### **Objetivos específicos.**

1. Evaluar la respuesta de la comunidad vegetal, a los diferentes tratamientos de restauración ecológica en términos de riqueza y diversidad florística, en un área invadida por helecho marranero.
2. Evaluar la incidencia de la distancia al bosque adyacente sobre la diversidad y riqueza de especies en los diferentes tratamientos implementados.

3. Identificar el nivel de similitud existente entre los tratamientos de restauración y las coberturas vecinas (Bosque de referencia, helechal, predio en restauración “Laureles I”).

**Evaluación de diferentes tratamientos de nucleación como estrategia de restauración ecológica, en su etapa inicial, en áreas de bosque alto andino invadidas por *Pteridium aquilinum* (L.) Khun.**

Laura Duarte Jaramillo<sup>1</sup>

1 Departamento de Ecología y Territorio, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá-Colombia

Email: lduartej@javeriana.edu.co

**Resumen**

El presente estudio, pretende evaluar la respuesta de la comunidad vegetal de especies nativas al implementar la nucleación como estrategia de restauración ecológica, en un área invadida por helecho marranero (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) en el sector Laureles del parque forestal embalse del Neusa), Se realizó la caracterización florística y estructural, a través de parcelas tipo Whittaker modificadas establecidas en los diferentes tratamientos de nucleación (Agregados, Media Lunas grandes y pequeñas), además de la caracterización de nueve núcleos; teniendo en cuenta la distancia al bosque de referencia; por último la caracterización de 10 parcelas por cobertura vecina (Helechal, Bosque de referencia y Predio en restauración). Se evidenció que la estrategia de restauración activa implementada está respondiendo de forma efectiva sobre la diversidad y riqueza de la comunidad vegetal de especies nativas, la distancia al

bosque es un factor que incide sobre la diversidad y riqueza de los núcleos, se evidencia una similitud entre el helechal con las estrategias de restauración pasivas de los predios en restauración. Por lo cual se concluye que es de suma importancia seguir con el seguimiento y monitoreo de este tipo de estrategia, ya que se ha evidenciado que de no hacer el control al helecho este se asemejaría a la cobertura del helechal, la cual no tiene una alta riqueza en comparación al bosque de referencia, o a los predios donde se implementaron las estrategias de restauración.

**Palabras clave:** Nucleación, restauración ecológica, *Pteridium aquilinum*, Bosque alto andino.

## I. INTRODUCCIÓN.

El veloz daño de los ecosistemas dificulta la recuperación de algunos recursos que son renovables (Vargas 2011). Los cambios en el uso del suelo han favorecido la llegada y establecimiento de especies invasoras; como el helecho marranero (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn), retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) entre otras; ya que les proporciona las condiciones adecuadas para que puedan entrar al sistema, cambiando los regímenes de disturbio de los ecosistemas, afectando las funciones y servicios ecosistémicos. La presencia de especies invasoras es una amenaza sobre la riqueza y diversidad de especies nativas, por lo cual puede

haber una afectación directa sobre la composición y estructura de la comunidad de especies nativas (Mora et al. 2016; Walsh et al. 2016)

Las invasiones biológicas son una de las principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel mundial (Clavero y García 2005; Mooney y Hobbs 2000), esto debido a que al ser transportadas voluntaria o involuntariamente, llegan un nuevo sistema en el cual pueden desencadenar diferentes disturbios como *i)* el desplazamiento de especies nativas (ocupando el nicho ecológico, trayendo enfermedades), *ii)* la hibridación (contaminación de material genético, desplazando a la especie nativa), *iii)* la alteración en las interacciones que se dan en el sistema (afectando a diferentes taxones) y *iv)* el cambio en las características físico-químicas del sistema (Castro et al. 2004; Plan Nacional de Restauración,2012), en otro.

En Colombia tiene como ejemplo la región Andina, la cual es una de las zonas más transformadas por actividades antrópicas, siendo sus ecosistemas los más degradados (representando el 61% de sistemas) en el país (Etter y van Wyngarden 2018). Aproximadamente el 66% población colombiana se concentra en esta región, desarrollando diferentes actividades como el aprovechamiento forestal, agricultura y ganadería las cuales promueven cambios en las características físico-químicas del suelo y otros impactos en los ecosistemas de bosque alto andino (Van der Hammen y Rangel 1997). El Bosque Alto andino es de gran importancia en la regulación del ciclo hidrológico, teniendo la función principal de la captación del agua y regulación de la temperatura.

En la región Andina que ocupa el departamento de Cundinamarca, se encuentra el Parque Forestal Embalse del Neusa, se evidencia un mosaico de coberturas que son consecuencia del uso pasado y actual (Basto et al. 2018), entre ellas se destacan algunos fragmentos de bosque altoandino, áreas con presencia *Pinus patula* L., áreas de uso agropecuario, áreas en proceso de restauración, y algunas áreas invadidas con retamo espinoso y otras con helecho marranero (Beltrán y Barrera 2015; Barrera-Cataño et al. 2014, Basto et al. 2018, en prensa). El helecho marranero (*Pteridium aquilinum*) posee una serie de características que impiden el establecimiento de especies nativas, lo que puede afectar directamente el proceso de sucesión natural (Walsh et al. 2016). Como lo son: el tipo de reproducción sexual y asexual, es altamente inflamable lo que la hace una especie pirogénica y potenciadora de incendios, debido a su alta producción de necromasa (Mora et al. 2016). Los incendios pueden llegar a afectar grandes áreas y favorecer la apertura de nuevos nichos que pueden llegar ser ocupados por esta especie (Ramirez et al. 2007).

En el parque forestal embalse del Neusa se ha reportado, que el helecho ha invadido 70 ha del parque, de las cuales sólo 10 se sido intervenidas en este proceso de restauración, en dónde se realizó una limpieza inicial y posteriormente se realizaron las plantaciones de las especies nativas en los núcleos (ERE, 2017).

Con el propósito de controlar la especie, se han venido implementando, de forma experimental, diferentes estrategias de restauración activa, tanto en Colombia como en otros países como Bolivia, Brasil (Berget et al. 2015; Cunha et al. 2016). Entre las estrategias de control utilizadas se ha definido que el control químico es



el que ha generado mejores resultados (Mejia et al. 1985); no obstante, se pueden presentar efectos secundarios para otros grupos de especies. Diversos estudios han evidenciado que se debe hacer un control consecutivo, de tal forma que se pueda asegurar el éxito de su eliminación, a través del monitoreo y seguimiento de las diferentes estrategias, asegurando la erradicación de esta especie invasora del sistema (Gallegos et al. 2013).

A pesar de que se ha venido incrementando la presencia de especies invasoras, se han venido desarrollando estrategias cuyo objetivo es restablecer la composición y funciones del sistema de referencia. La implementación de estrategias de restauración ecológica agresivas como la nucleación (Corbin et al. 2016; Holl et al. 2017; Zahawi et al. 2013), pueden ayudar a la recuperación de la comunidad invadida hacia otro tipo de comunidad con menos presencia de invasoras y con más opción de seguir la trayectoria de la sucesión del bosque altoandino. La plantación de especies nativas con características ecológicas similares a la de las especies invasoras podrían generar mejor competencia para dichas especies relegándolas desde el punto de vista sucesional.

Por otra parte, es indispensable llevar a cabo el monitoreo y seguimiento, ya que permite evaluar el avance de la sucesión y hacer ajustes adaptativos. Esta fase se ha realizado muy poco en los proyectos de restauración que se han llevado a cabo en Colombia (Murcia y Guariguata 2014), por lo que se ha hecho difícil definir el éxito.

Por lo tanto, el presente estudio pretende hacer una evaluación de la etapa inicial de una estrategia de nucleación en un área invadida por *Pteridium aquilinum* en la

región andina de Colombia, esto con el fin de determinar la efectividad de esta estrategia implementada, en términos de riqueza y diversidad de especies, para ello se tendrá en cuenta los diferentes diseños realizados, cuyo objetivo principal es el control del helecho marranero.

Así mismo, determinar si la distancia al bosque de referencia es un factor que pueda influir sobre la diversidad y la riqueza de los núcleos. Para ello se busca establecer la disimilaridad existente del predio en restauración con las áreas vecinas, para dejar una base que permita continuar con los estudios sucesionales.

## **II. METODOS**

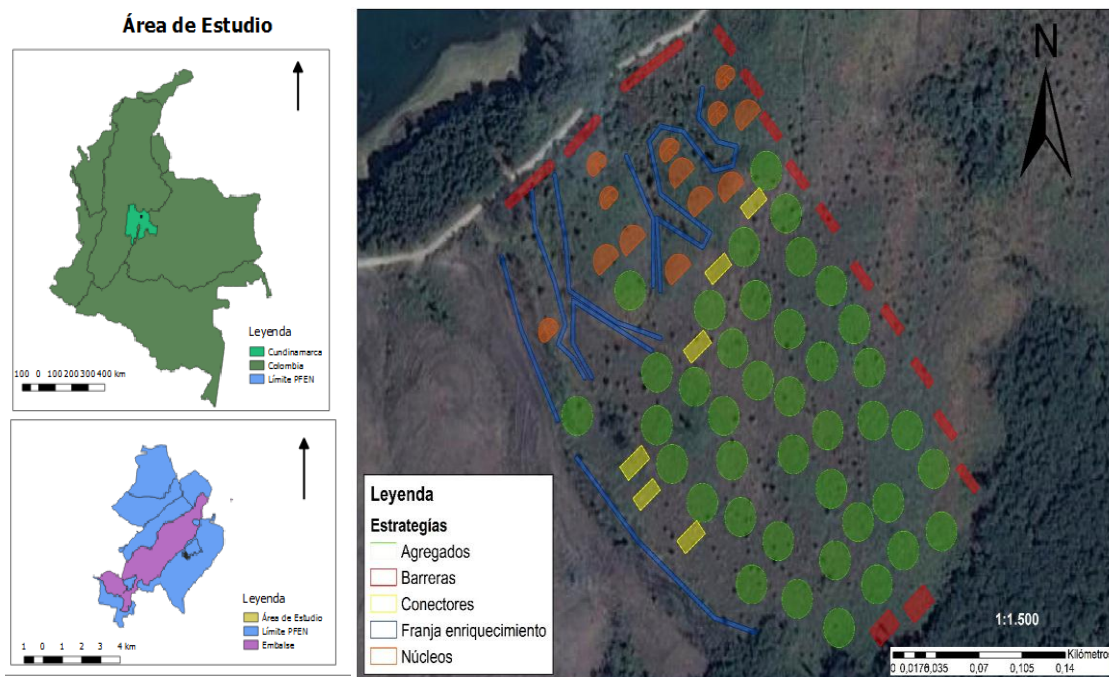
### **2.1 ÁREA DE ESTUDIO**

Se encuentra localizada al norte de la capital del país; en la cordillera oriental a 67 kilómetros del noroccidente de la sabana de Bogotá entre los municipios de Cogua y Tausa; en el sector Laureles del Parque Forestal Embalse del Neusa el cual abarca una extensión de 3700 Ha; divididas por sectores; Chapinero, Administración, Caballerizas, Laureles (Organización COLPARQUES).

El parque se encuentra localizado a 3000 m.s.n.m., su temperatura varía entre los 10°C y los 23°C, con dos épocas de lluvias intensas entre los meses de Abril a Junio y de Octubre a Noviembre (Organización COLPARQUES 1997; García y Matallana 2016).

El ecosistema asociado al Embalse es el Bosque Alto Andino (Bosque montano húmedo) (García y Matallana 2016).

Las principales actividades que se desarrollan dentro del parque son el turismo; camping en el área de Laureles, senderismo, pesca deportiva. En otros sectores como Administración se encuentran localizadas unas cabañas y hoteles, los cuales son visitados los fines de semana. La población que está dentro del parque saca productos para los turistas, además de dedicarse a las actividades agropecuarias (CAR).



**Figura 1:** Localización del área de estudio (Mapa elaborado por Arciniegas, 2018).

## DESCRIPCION DE LOS TRATAMIENTOS DE NUCLEACIÓN

El predio en restauración bajo el convenio “*Monitoreo a Procesos de Restauración Ecológica de Áreas Post-Tala de Especies Exóticas y Restauración Ecológica de un Área Invasada por Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, en el sector de Laureles del Parque Forestal Embalse del Neusa*”

Convenio No. 1561 de 2016 celebrado entre la Pontificia Universidad Javeriana y la Corporación Autónoma Regional (CAR).

Las estrategias se implementaron desde noviembre de 2017

### **Estrategias de borde**

Cintas (dos) Límite del predio con el bosque altoandino al oriente, de tamaño 2m x 13,5 m, plantas distribuidas en 10 filas.

Cintas (diez) en forma de barrera A, con un área de 21 x 5,20m separadas cada una por 19 m, dispuestas en una franja de 400m, 5 filas.

Cintas forma de barrera B, (tres) de seis filas (40 m, 30 m y 50 m) dispuestas en una franja de 120m.

Cintas forma de barrera C, franja continua de 300m dispuesta en tres filas dispuestas en los límites norte y sur del predio (Helechal al norte y predio en restauración al sur)

### **Agregados y media lunas.**

Agregados (cuarenta), tamaño 21m x 21m y plantaciones dispuestas en siete anillos, esto se encuentran conectados por cinco cintas de 20m x 10m con diez filas.

Media luna grande (siete) con un área de 26m x 14m, dentro de las cuales las especies estarán divididas en dos franjas

Media luna pequeña (siete) con un área de 10,8 m x 9m dentro d las cuales las especies plantadas están dispuestas en dos franjas

Las media lunas (grandes y pequeñas) están localizadas en el predio donde la pendiente es más pronunciada con el fin de disminuir erosión y deslizamientos.

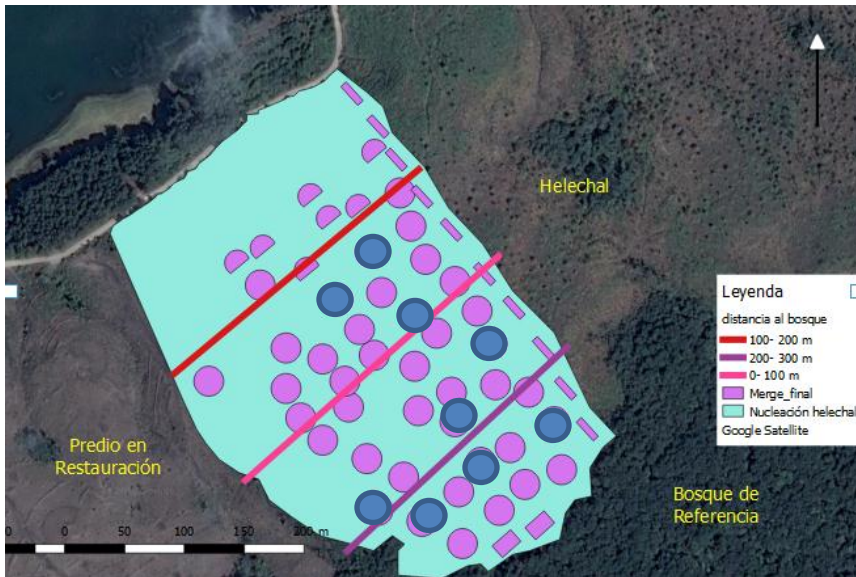
### **2.3 Campo**

En esta fase se realizarán las mediciones de las parcelas tipo Whittaker modificadas en los núcleos (agregados, media lunas grandes, media lunas pequeñas y controles), así mismo se midió vegetación en cada cobertura vecina (helechal, bosque de referencia y Laureles I) donde se va a tener en cuenta características de crecimiento y la identificación taxonómica.

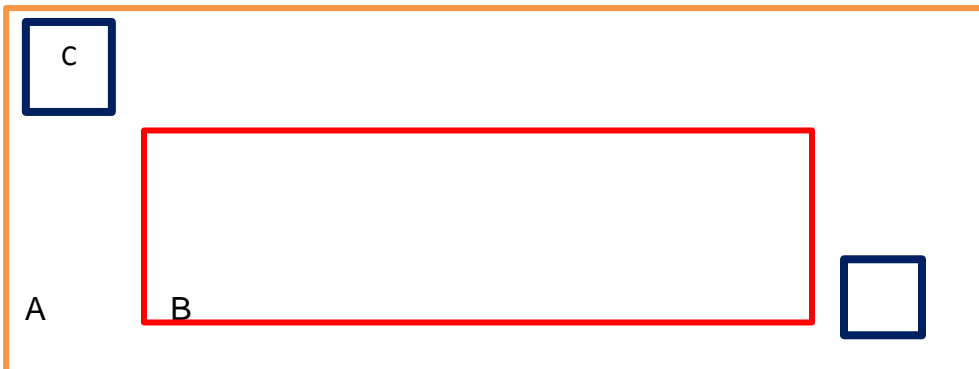
### **2.4 Diseño y recolección de los datos.**

Entre el 16 de Julio de 2018 y el 11 de Agosto de 2018, se seleccionaron siete media lunas grandes, siete media lunas pequeñas y siete agregados que estuviesen más cerca a los primeros diseños, se eligen estos núcleos ya que estos son los que tienen mayor número de repeticiones. Posteriormente se seleccionaron nueve agregados de forma aleatoria estratificada teniendo en cuenta la distancia al bosque (corta = 0 a 100 m, media = 100 a 200 m y larga 200 a 300 metros) (Figura 2) en cada núcleo se realizó una parcela tipo Whittaker modificada (Figura 3), en las cuales se realizaron las metodologías propuestas por Matteucci y Colma (1982), Eilu y Obua (2005) para la medición del diámetro basal, altura, diámetro mayor, diámetro menor e identificación taxonómica (Graf y

Sayagués, 2000; Scott 1969; Wilson y Tilman 1995; Weigelt y Jolliffe 2003 en Prado 2005).



**Figura 2.** Selección de agregados de forma aleatoria estratificada, teniendo en cuenta la distancia al bosque.



**Figura 3.** Parcela Whittaker modificada: Parcela A de 10 \* 5 m se midieron todos los individuos con hábito sub arbóreo y arbóreo inferior, B una subparcela de 5 \* 3 m se midieron todos los individuos de hábito arbustivo, y en dos cuadrantes C de 1\*1m dispuestos de forma aleatoria se midieron todos los individuos de hábito herbáceo.

### **2.5 Toma de datos**

Se midió el diámetro basal a una altura rasante, debido a que la mayoría de los individuos no superaban la altura de 1 metro, la altura se tomó desde la base del tallo que sobresale del suelo hasta las yemas apicales, el diámetro mayor y el diámetro menor se tomaran de acuerdo con la metodología planteada por Vallejo y colaboradores (2005)

Se llevó a cabo la separación de los individuos por tipo de hábito; < 3 rasante, 0.3 a 1.5m; herbáceo, 1.5 a 5 m arbustivo, 5 a 12 m sub arbóreo, >12 m arbóreo inferior (Rangel y Velásquez, 1997; Rangel y Lozano, 1986) (Figura 3)

### **2.6 Análisis de los datos**

Se calcularon los índices de diversidad (Shannon-Wiener, Simpson) y riqueza específica y de familias por tipo de diseño florístico, para poder determinar si el diseño del núcleo afecta o no la diversidad de los núcleos, así mismo se midió si hay diferencias significativas entre los diseños en las variables de crecimiento (DAP, altura y cobertura) usando un modelo de regresión lineal.

Con el DAP y la altura se realizaron las distribuciones por clases diamétricas de los diferentes tratamientos usando la metodología aplicada por Muller y Ellenberg (1974 en Ajbilou et al. 2003).

Para los agregados seleccionados de forma aleatoria estratificada se aplicó un modelo de regresión lineal en la cual se identificó si la distancia al bosque es un factor que afecte la diversidad y riqueza de los núcleos (Serber y Lee 2003).

Para comparar la riqueza de las coberturas vecinas; Helechal al norte del predio, Bosque de referencia al Oriente y Predio en restauración en el sur del predio, se recopilará información en parcelas tipo Gentry modificada (10 x 10 m) donde se utilizará la metodología de línea intercepto, la cual permite medir la vegetación de forma rápida, además de ser estadísticamente representativa. Se usaron estas parcelas porque ya habían sido establecidas para estudios previos (Echeverry 2018; ERE 2014; Matteucci y Colma. 1982).

Se determinó la complementariedad a través del índice propuesto por Colwell y Coddington (1994), con el fin de determinar que tan diferentes son las áreas vecinas con el predio intervenido con la estrategia de restauración para la eliminación del helecho marranero.

### **III. RESULTADOS**

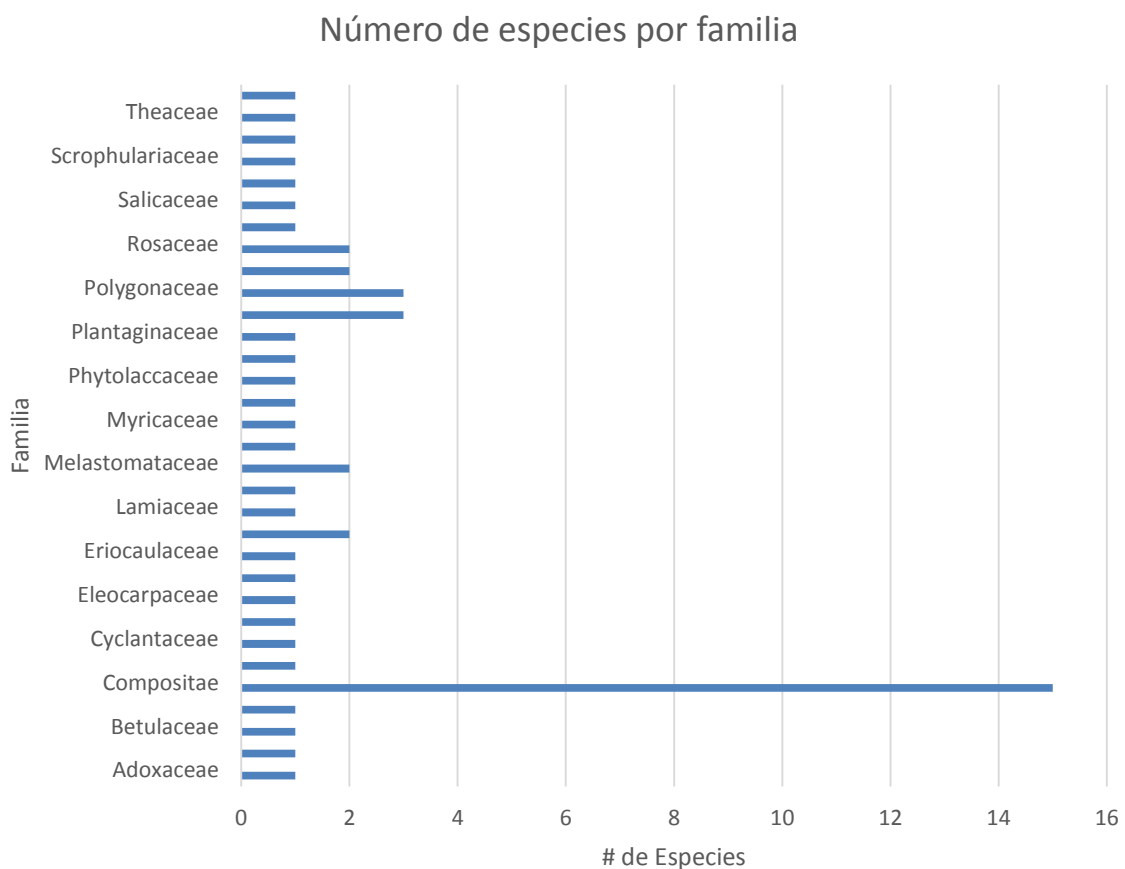
#### **3.1 .1 Composición de los diferentes diseños**

Se encontraron para los agregados circulares 42 especies distribuidas en 24 Familias, la familia que mayor número de géneros tuvo fue Compositae, y la especie con mayor número de individuos fue el Raque (*Vallea stipularis* L.f.).



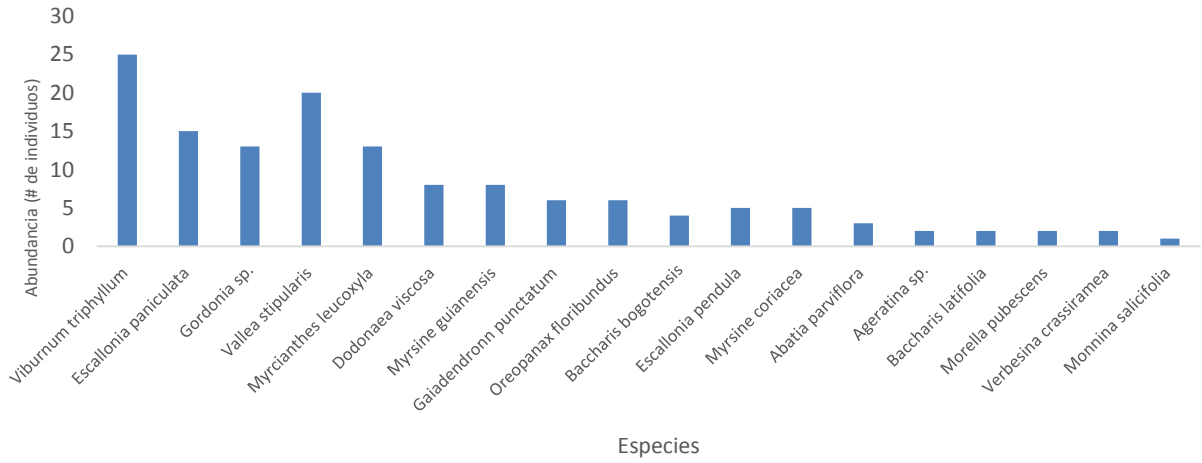
Para el tratamiento de medialunas grandes encontraron 31 especies distribuidas en 20 familias, la familia con mayor número de géneros es Compositae, y la especie con mayor número de individuos; el Raque (*Vallea stipularis* L.f.)

Por último para las media lunas pequeñas se encontraron 35 especies distribuidas en 24 familias, la que presentó más número de géneros es Compositae, la especie con mayor número de individuos es *Verbesina crassiramea* S.F.Blake (Figura 4).

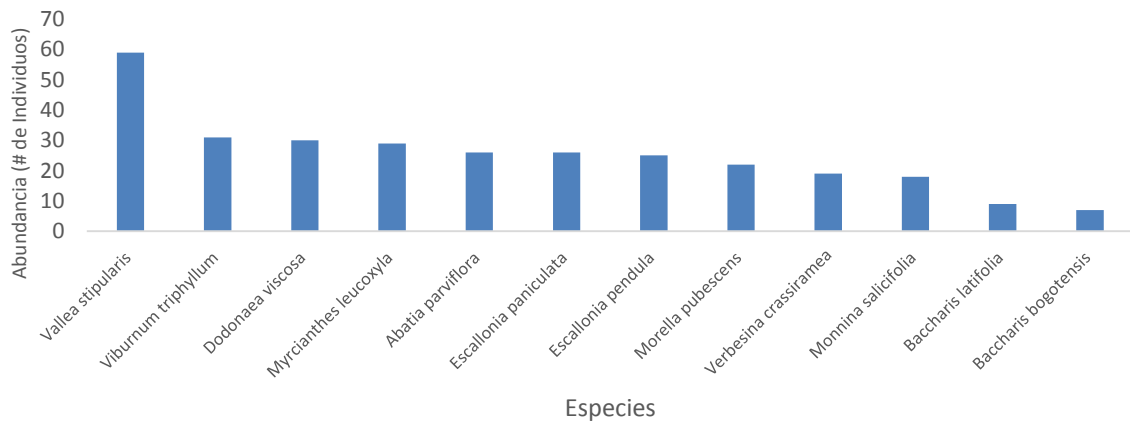


**Figura 4.** Abundancia de Familias.

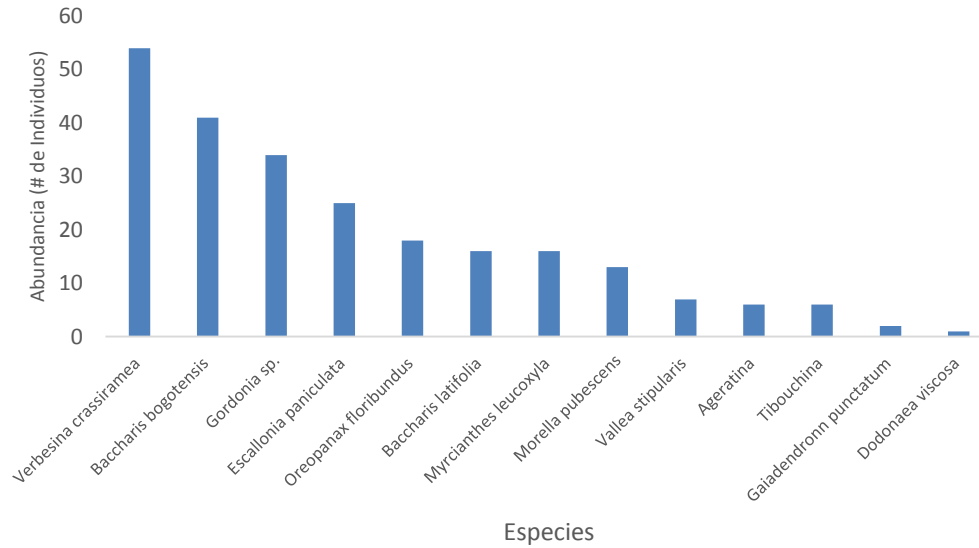
Las especies que tenían mayor número de individuos plantados para los diferentes tratamientos fueron el Chuque (*Viburnum triphylum*), campano (*Vallea stipularis*) y Vervesina (*Verbesina crassiramea*) (Figura 5)



A)



B)

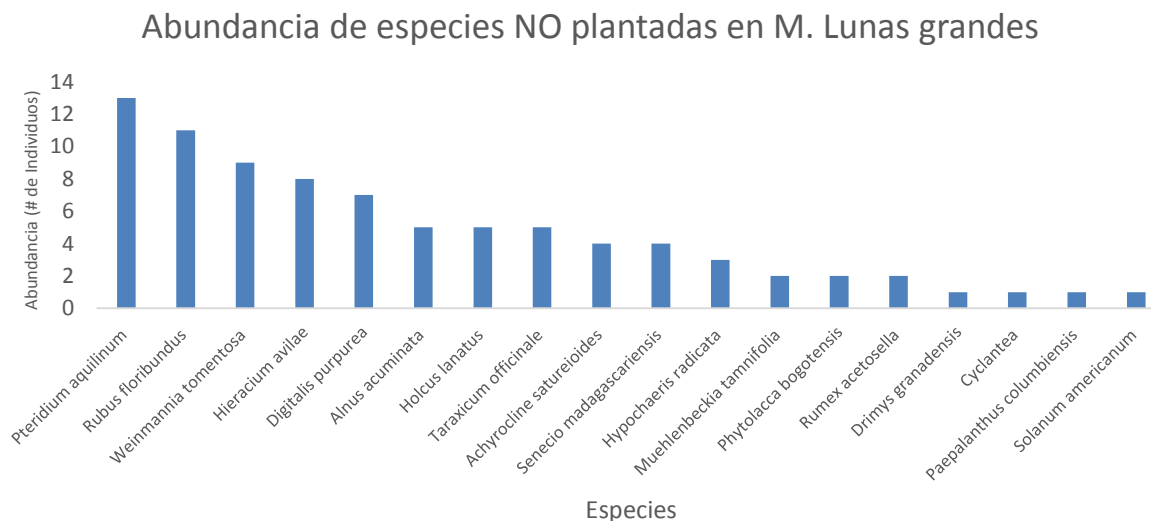


C)

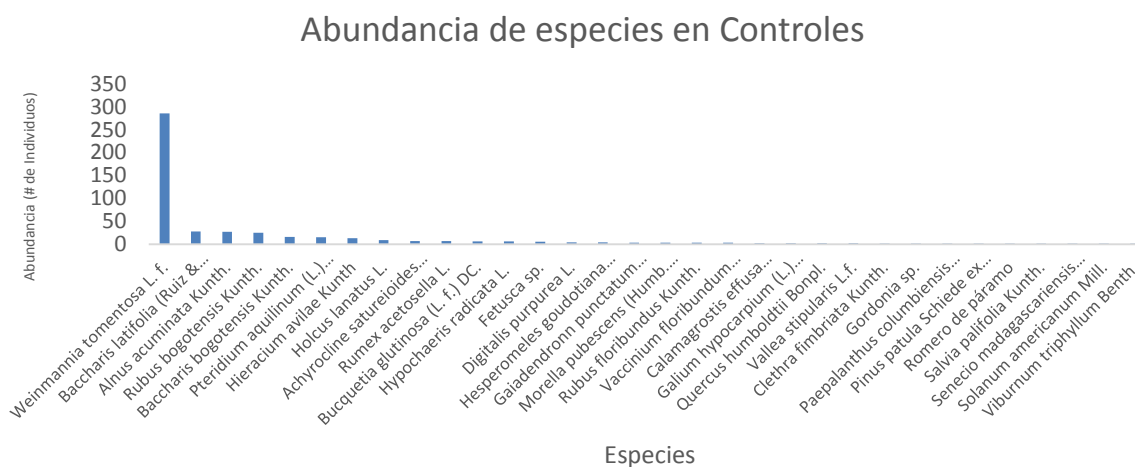
**Figura 5.** Abundancia de especies plantadas por tratamiento. A) Agregados circulares, B) Media lunas grandes y C) Media lunas pequeñas.

Las especies que tenían mayor número de individuos No plantados para los diferentes tratamientos fueron el encenillo (*Weinmannia tomentosa*), el helecho marranero (*Pteridium aquilinum*) y la mora (*Rubus bogotensis*) (Figura 4C)





B)



C)

**Figura 6.** Abundancia de especies No plantadas por cada tratamiento A) agregados circulares, B) Media lunas grandes y C) Media lunas pequeñas.

### 3.1.2 Índices de diversidad y riqueza por hábito

Se calculó el índice de diversidad de Simpson por tipo de hábito ya que es una prueba independiente, posteriormente se aplica el índice de Shannon para

corroborar los resultados con los rangos de diversidad para el índice de Simpson.

(Ramírez 1999 en Caro 2008)

**Tabla 1.** Índices de diversidad y riqueza por tipo de diseño de núcleo.

Hábito	Shannon	Simpson	Equitatividad	Diseño
Herbáceo	2,069817	0,844542149	0,011696	Agregado (circulares)
Arbustivo	2,140859	0,840496	0,056995	
Sub Arbóreo	1,722671	0,7936	0,096899	
Arbóreo inferior	0,876259	0,508918	0,070218	
Herbáceo	2,366638	0,115339	0,019489	Media Luna Grande
Arbustivo	2,015326	0,846405	0,029594	
Sub Arbóreo	1,55255044	0,773844	0,045119	
Arbóreo Inferior	NA	NA	NA	
Herbáceo	2,281463	0,875	0,125	Media Luna
Arbustivo	1,853853	0,800	0,042	
Sub Arbóreo	1,459711	0,728	0,027	

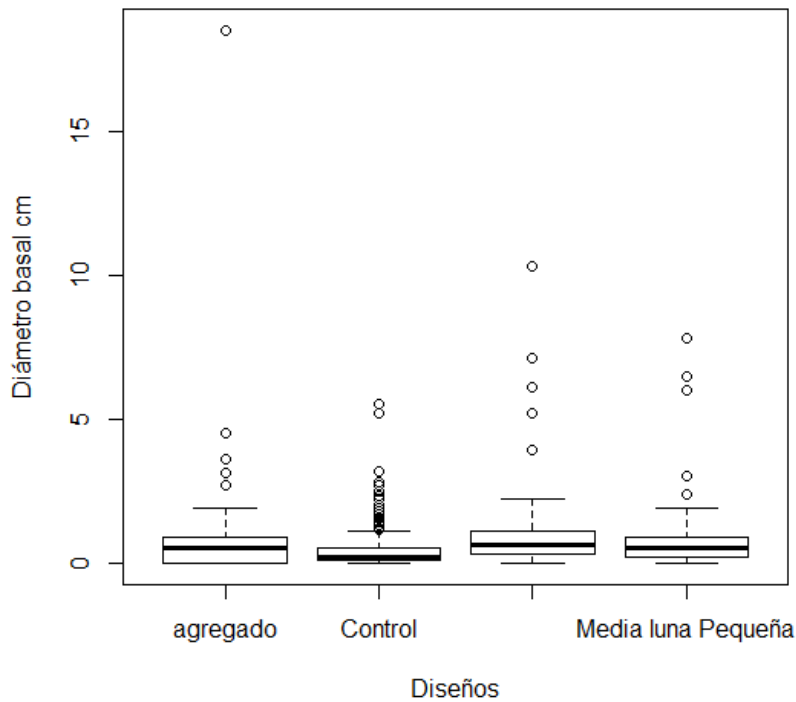
Arbóreo Inferior	0,81319	0,374	0,069	pequeña
Herbáceo	2,329	0,728	0,113	Controles
Arbustivo	1,890	0,797	0,053	
Sub Arbóreo	0,562	0,375	0,4	
Arbóreo Inferior	0,350	0.173	0,003	

Se encontró que para los diferentes diseños de núcleos el índice de diversidad de Simpson presenta una alta diversidad o baja dominancia para los diferentes hábitos, con excepción del hábito arbóreo inferior, esto debido a que el número de especies que tiene este hábito es muy bajo, en algunos casos sólo se encontraba una especie para ese hábito como el encenillo (Tabla 1).

### 3.1.3 Variables de crecimiento según tipo de tratamiento

El diámetro basal en los agregados varía entre los 0.1 cm y los 18.5 cm, con un promedio de 0.82 cm. Por otro lado, la mediana nos indicó que el 50% de los individuos muestreados se encontraron por encima de una DAP de 0.65 cm. El

tercer cuartil indicó que el 75 % de los individuos tuvieron un DAP por encima de los 1 cm (Figura 5).



**Figura 7.** Valores medios del diámetro basal ( $\pm$  es:0.90156) para los diferentes tratamientos.

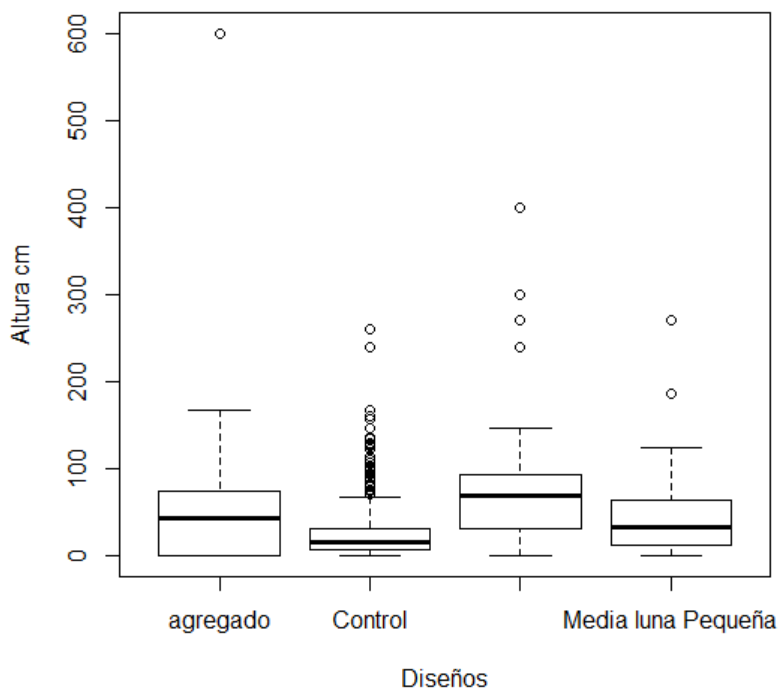
Se puede observar para el diámetro basal en las media lunas grandes varió entre 0.01 cm y 10.3 cm, con un promedio de 0.9074 lo que indica que se concentran los individuos con un diámetro de aproximadamente 0.7 cm, el tercer cuartil indica que el 75% de los individuos tuvieron un diámetro de aproximadamente 1.1 cm lo que concuerda con la mayoría de las especies fueron plantadas, las cuales tenían las mismas dimensiones cuando salieron del vivero.

El diámetro en las media lunas pequeñas obtuvieron como mínimo 0.1 cm y el máximo fue de 7,82 cm, en promedio el diámetro es de 0.7 cm donde se agruparon el 50% de los individuos, el 75 % de los individuos tienen un DAP de 0.92 cm.

No se presentaron diferencias significativas entre los diámetros de los individuos de los diferentes tratamientos (p-value 0.6109 y r: -0.015), (Figura 7).

### Altura

Se observó que no hay diferencias significativas entre la altura de los individuos presentes en los diferentes diseños (Figura 6).



**Figura 8.** Valores de altura (cm), (+/-, es: 46.168) para los diferentes tratamientos.



La altura mínima fue de 1.9 cm y la máxima es de 600 cm de un Aliso (*Alnus acuminata*), la altura promedio fueron de 62.14 cm donde están distribuidos la mayoría de los individuos (Figura 8).

La mediana indicó que el 50% de los individuos están por encima de 63 cm de altura, con el tercer cuartil indica que el 75% de los individuos muestreados alcanzaron una altura mayor a 82 cm.

En las media lunas pequeñas la altura mínima fue de 3 cm y la máxima fue de 270 cm, la mediana indicó que el 50% de los individuos tuvieron una altura en promedio de 43 cm, el 75% de estos obtuvieron una altura de 68 cm.

Se encontró que no hay diferencias significativas entre las alturas de los individuos de cada tratamiento (p-value: 0.0066 y r: - 0.081).

### **Cobertura**

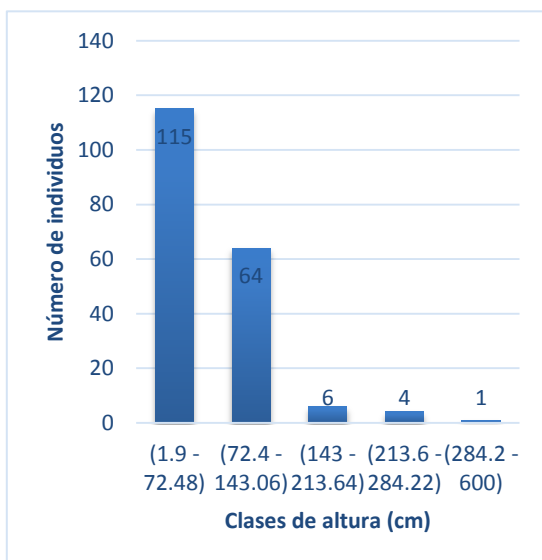
No encontró diferencias significativas entre las coberturas para cada diseño de nucleación, esto se puede relacionar a que la mayoría de los individuos fueron sacados de vivero con las mismas características de crecimiento, sin embargo es importante hacer una evaluación futura ya que esto se puede ver modificado.

#### **3.1.4 Estructura vertical y horizontal de la vegetación en los diferentes tratamientos**

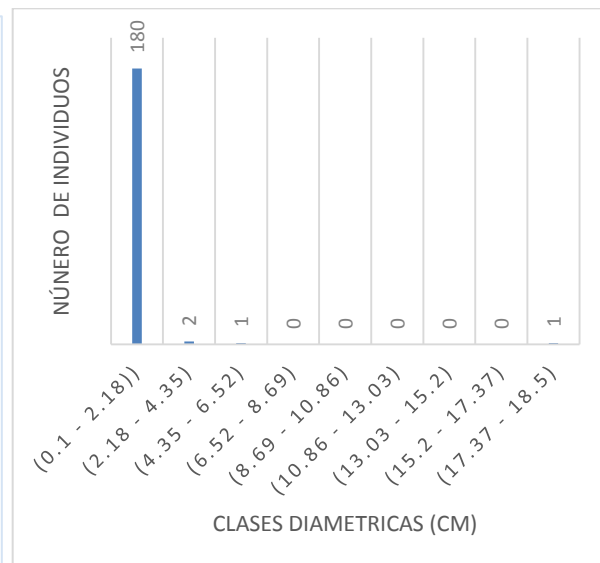
Se observa que la mayoría de los individuos se agruparon en el intervalo de alturas de 1.9 cm hasta los 72.4 cm, esto indicó que estos individuos se encontraron en un estadio juvenil (Figura 9 A)

Se observa para la estructura horizontal que la mayoría de los individuos se agruparon en la clase diamétrica de 0.1 a 2.18 cm de DAP, lo cual indica que la mayoría de los individuos están un estadio de plántulas a juveniles (Figura 9 B).

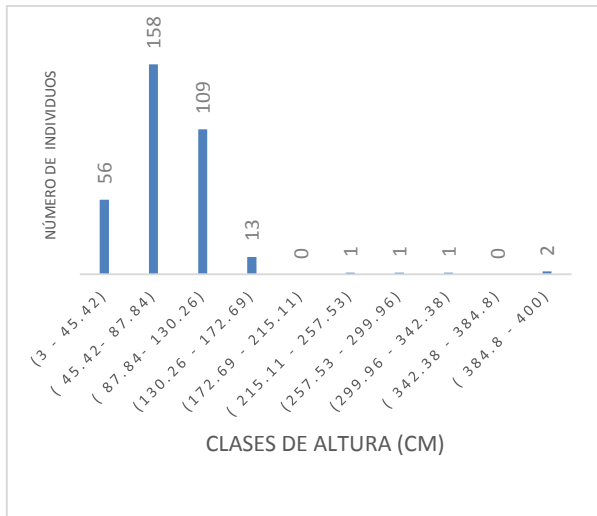
Se observa que la mayoría de los individuos se agrupan entre las alturas de 45.42 cm y los 87.84 cm, lo cual indica que los individuos se encuentran en un estado juveniles, donde se encuentran individuos de diferentes hábitos, los cuales fueron plantados en su gran (Figura 9 C).



A)



B)

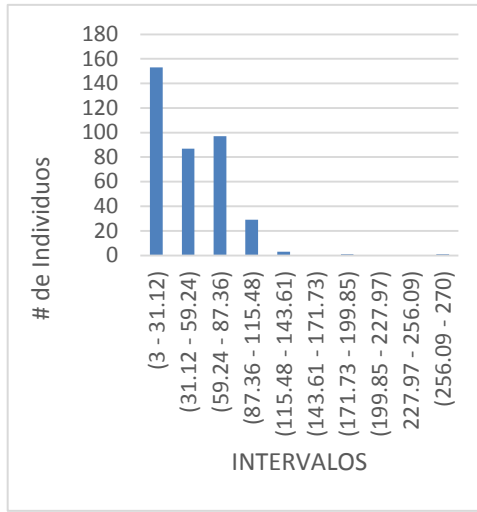
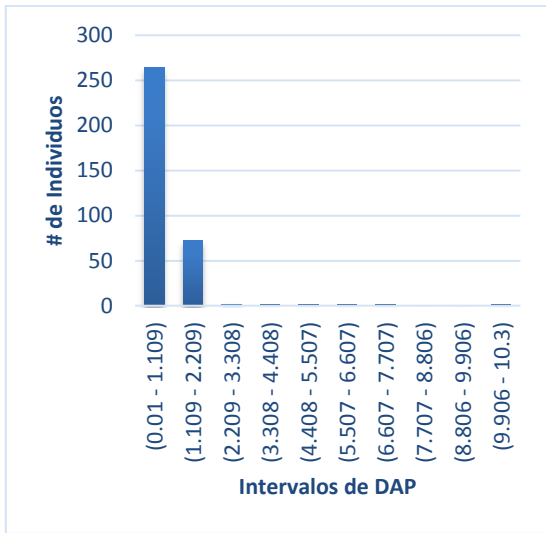


C)

**Figura 9.** Distribución de la altura por clases, teniendo en cuenta los diferentes tratamientos A. Agregados, B. Media lunas grandes y C) Media lunas pequeñas.

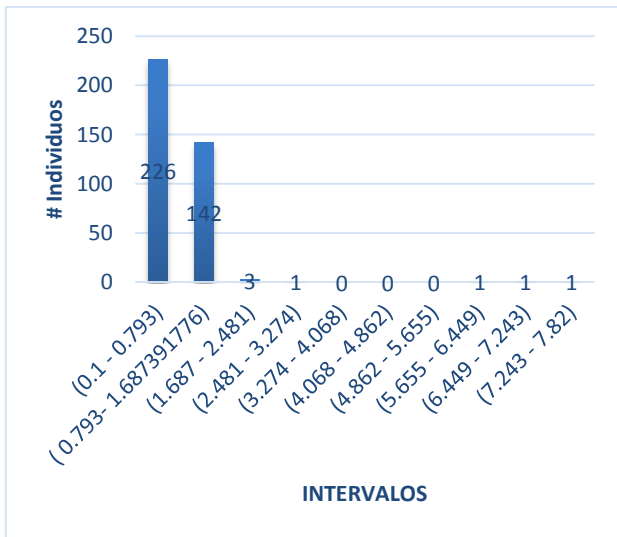
Se observa en la estructura horizontal, que la mayoría de los individuos se agrupan en los dos primeros intervalos de 0.01 a 1.109 cm y 1.109 a 2.209 cm. Indicando un estadio juvenil o de plántulas en la mayoría de los individuos de estas comunidades (Figura 11).

Se observa que la mayoría de los individuos independientemente del tipo de diseño florístico, se encuentran en los primeros intervalos de las estructuras horizontales y verticales, lo cual indica que la mayoría de la vegetación esta en un primer estadio, siendo altamente representados por juveniles. A pesar de que hay individuos adultos, que fueron plantados posteriormente a la tala de las plantaciones de pino (Figura 11).



A)

B)



C)

**Figura 11.** Distribución del DAP, en diferentes clases diamétricas teniendo en cuenta los diferentes tratamientos A. Agregados, B. Media lunas grandes y C. Media lunas pequeñas.

### 3.2 Incidencia de la distancia al bosque adyacente sobre la riqueza y diversidad

Se encontró que la distancia al bosque de referencia no es un factor que influya sobre la diversidad y riqueza de los tratamientos, teniendo en cuenta que se evaluaron tres distancias (0 a 100 m, 100 a 200m y 200 a 300m), en las cuales no hay diferencias significativas sobre los índices de diversidad de Shannon, Simpson, equitatividad de Simpson y sobre las riquezas específicas y de familias (Tabla 2).

**Tabla 2:** Resultados regresión lineal

Distancia Vs	P -value	R <sup>2</sup>	T
Shannon	0.000745	0.69562	-4.7805
Simpson	0.0041182	0.57769	-3.6986
Equitatividad	0.014238	0.46734	-2.962
Riqueza de especies	0.00051166	0.71698	-5.0333
Riqueza de Familias	0.021218	0.42691	-2.7293

Se halló para cada una de las variables de diversidad y riqueza, se rechaza la hipótesis nula, evidenciando que el P-value es menor a 0.05, con un r<sup>2</sup> significativo

para todas las variables, lo cual indica la existencia de alguna relación lineal sobre la diversidad y riqueza con la distancia al bosque de referencia, teniendo en cuenta que se tiene un  $r^2$  alto, lo que indica que el modelo está ajustado.

### 3.3 Disimilaridad entre las coberturas vecinas

Este índice permite identificar que tan similares son las coberturas, teniendo en cuenta el número de especies únicas y el número de especies que comparten entre dos coberturas, oscila entre 0 y 1, siendo los valores más cercanos a 0 las coberturas más similares y cercanas a 1 las más diferentes. Para lo cual se halló que la cobertura de helechal fue muy similar a la cobertura de los controles de Laureles II y a la cobertura de Laureles III, en los cuales se hace restauración pasiva (Tabla 3).

**Tabla 3.** Índice de Complementariedad (Colvell y Coddington 1994)

Sitio	Valor de complementariedad	Riqueza de especies	Especies únicas
Helecho – Bosque de Referencia	0.867924528	53	46
Helecho – Laureles I	0.611111111	54	33
Helecho Laureles II	0.615384615	65	40

Helecho – Controles Laureles II	0.488372093	43	21
Bosque de Ref. – Laureles I	0.85483871	62	53
Bosque de Ref. – Laureles II	0.837837838	74	62
Bosque de Ref. – Laureles II	0.826923077	52	43
Laureles I – Laureles II	0.721518987	79	57
Laureles I – Controles Laureles II	0.592592593	54	32
Laureles II – Controles Laureles II	0.821312541	63	35

#### IV. DISCUSIÓN

##### 4.1 Efectividad de la implementación de la estrategia.

Se evidencia que hay mayor número de especies en los agregados circulares en comparación a las media lunas grandes y pequeñas. Lo cual es importante ya que, a mayor área, mayor número de especies se pueden encontrar como lo define Zahawi y colaboradores (2013) en el estudio sobre la aplicación de la estrategia de nucleación en Costa Rica, puesto que hay más espacio disponible para su establecimiento, sean plantadas, provenir de los sistemas vecinos y desde el banco que de semillas (Suazo et al 2015). La oferta variada de especies desde los predios vecinos y desde el banco posibilitan una mayor opción de tener sistemas enriquecidos de forma heterogénea, si el sitio por sus características lo permite. Tanto los sitios tratados como los controles presentan un banco plantular muy importante de encenillos (*Weinmannia tomentosa*), lo que puede llevar que la presencia del helecho marranero no sea tan mala y pueda servir como una especie nodriza.

El poco tiempo del disturbio de eliminación del helecho marranero tanto en los controles como en los tratamientos, pueden estar generando que no existan las diferencias y que en ambos sitios aparezcan las mismas especies pioneras arbustivas (Compositae) y herbáceas (Poaceae) ((Gentry 1993; Rowe et al. 2016), estas son reconocidos por su alta tasa de colonización, al ser hierbas perenes poseen unas características en su ciclo de vida que al culminarse, dejan el sitio adecuado para la llega de especies en un estado sucesional avanzado (Walker y del Moral 2011.)

Al no encontrar diferencias significativas entre las características de crecimiento de los individuos plantados en los diferentes arreglos florísticos y al no ver diferencias



significativas entre la diversidad y riqueza de cada diseño, se puede determinar que cada diseño va a seguir con la misma trayectoria sucesional, sin embargo es muy importante aclarar que se deben seguir haciendo seguimientos a través de los años para poder asegurar con mayor certeza que se va a seguir comportando así la estrategia de restauración (Ramírez et al. 2018). Esto es de vital importancia teniendo en cuenta que al realizarse una evaluación temprana con individuos de características similares de crecimiento y con los mismos tratamientos, pueden llegar a obviarse diferencias que hoy no son significativas (plantados con semanas de diferencia) pero que a futuro podrán serlo.

#### **4.2 Relación distancia al bosque de referencia sobre la diversidad y riqueza.**

Si bien, hay evidencia de alguna diferencia entre los diseños florísticos, se encuentra que la estructura horizontal y vertical de las comunidades vegetales de especies nativas, esta altamente influenciada por la implementación de la estrategia de restauración activa, en la cual más adelante podrá mostrar una estructura más diversificada (Přívětiý et al. 2016), con individuos de diferentes estratos (Holl et al. 2010).

Al ser una evaluación temprana a la implementación de la estrategia de restauración, se pueden presentar este tipo de resultados, ya que el lugar ha tenido un historial de disturbio bastante amplio, lo cual ha podido modificar las condiciones físico químicas del suelo, provocando que la manifestación del banco de semillas sea más demorada, o que las especies que llegan por lluvia de semillas no se puedan establecer, porque las condiciones de los lugares de donde provienen son diferentes.

Echeverry (2018) evidencio que la distancia al bosque de referencia es un factor que incide sobre la diversidad y riqueza, explicando que pueden haber otro tipo de factores como la depredación, que puede afectar el reclutamiento de semillas o la lluvia de semillas. Teniendo en cuenta que se deben seguir haciendo controles y seguimiento a las plantaciones (Corbin et al. 2016), asegurando que el helecho no va a influenciar en la mortalidad de las plantaciones, hasta que estas tengan la altura indicada que impida el establecimiento del factor limitante (el helecho).

Como se observa en esta evaluación de la estrategia de restauración implementada, la distancia al bosque no tiene influencia significativa sobre la diversidad y riqueza de los núcleos, a pesar de que puede llegar a ser un factor muy importante que pueda afectar la estructura y composición del predio en restauración (Holl et al. 2016). Siendo el punto de referencia hacia donde se quiere llevar todo este proceso, es importante determinar cual es su estado actual y si se modifica a través del tiempo. Sin embargo, se observa que la invasión del helecho no ha permitido el establecimiento de otras especies que se encuentran en el bosque además del encenillo, el cual puede haber estado en estado latente en el banco de semillas y el helecho le sirvió para poder germinar ya que esta especie necesita de sombra en sus primeros estadios (Gallegos et al. 2014).

#### **4.3 Relación entre los predios vecinos con la estrategia de restauración.**

Al encontrar que la estrategia de restauración, donde no se realizó plantación (solo se hace control manual del helecho) se esta asemejando al helechal, es primordial continuar haciendo los controles manuales que se vienen desarrollando, lo que

permitirá evitar la recolonización del helecho, ya que es una amenaza que está a corta distancia, siendo un alto competidor con la lluvia de semillas provenientes del bosque nativo (Martinez & Gonzalez 1999).

Los predios vecinos a la estrategia de restauración evaluada, no tienen un estado sucesional avanzado, lo que implica que no hay “suficientes” dispersores en ese tipo de coberturas. Como lo asegura Zahawi y colaboradores (2013) esta fuente de propágulos se vuelve importante en la medida en la que estas fuentes alcanzan estados sucesionales más avanzados, donde la producción de propágulos sea alta y estos puedan ser dispersados.

Es importante seguir haciendo monitoreos y seguimientos a la estrategia de restauración, ya que puede garantizar, que se haga un control permanente del helecho marranero, siguiendo con la trayectoria sucesional y regresar al sistema de referencia, en este caso el bosque alto andino.

Esta estrategia de control sucesivo a través del tiempo es aplicada, ya que se ha comprobado su efectividad con la invasión de otras especies invasoras como el retamo espinoso (*Ulex eropaeus* L.), para el cual concluyen los diferentes estudios que es importante mantener el proceso de seguimiento y monitoreo, que como resultado final se propone la erradicación de la especie invasora (Barrera et al.; Milligan et al. 2016).

Así mismo es importante empezar a trabajar en el predio vecino donde la invasión del helecho sigue presente, lo cual ayudaría a mejorar las respuestas de las áreas

en restauración, al ir disminuyendo la presencia de este factor limitante, para el restablecimiento del bosque alto andino.

## **V. CONCLUSIONES**

- La estrategia de restauración está respondiendo de forma efectiva sobre la diversidad y riqueza de especies, teniendo en cuenta que no hay diferencias significativas sobre el tipo de diseño florístico implementado en esta estrategia de restauración activa. Este resultado se puede deber a que se está haciendo una evaluación a la etapa inicial de la implementación de la estrategia, por lo que es importante seguir haciendo control y seguimiento a este proceso de restauración activa, para poder observar los cambios.
- La distancia al bosque de referencia no es un factor que incida sobre la diversidad y riqueza de los núcleos, sin embargo esto puede verse modificado al ir disminuyendo la cobertura del helecho en las estrategias, lo que permita que hayan más nichos disponibles para el establecimiento de especies nativas.
- Existe un nivel de similitud entre el helechal y los controles de las estrategias de restauración activa (Controles Laureles I y Controles Laureles II), lo cual indica que es importante seguir con el mantenimiento de estas estrategias hasta que estén establecidas. Ya que, de no hacerlo, no regresaría a su estado óptimo donde se recupera la función y estructura del sistema de referencia.

## **Agradecimientos**

Agradezco a mi Familia por su incondicional apoyo, a lo largo de mi carrera, en especial en este momento, por su paciencia y consejos.

Agradezco al profesor José Ignacio Barrera y a Carolina Moreno, quienes fueron mi guía durante todo este proceso investigativo, a Luis Rodríguez quien compartió su conocimiento sobre la estrategia implementada, y la identificación de algunas especies. A mis compañeras por su grata compañía durante todo el tiempo en la toma de datos.

## **VI. REFERENCIAS**

Barrera JI, Contreras SM, Garzón NV, Moreno AC y Montoya SP (2010) Manual para la Restauración Ecológica de los Ecosistemas Disturbados del Distrito Capital Secretaria Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana (PUJ). Bogotá, Colombia.

Beltrán HE. y Barrera JI (2014) Caracterización de invasiones de *Ulex europaeus* L. de diferentes edades como herramienta para la restauración ecológica de bosques altoandinos, Colombia. *Biota Colombiana*, 15(Supl. 2).

Basto S, Moreno AC y Barrera JI. (2018). Restauración ecológica de áreas post-tala de pino patula en el parque forestal embalse del Neusa. Editorial Javeriana. 255 p.

Castro P, Valladares F, & Alonso A (2004) La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Revista Ecosistemas*, 13(3).

Clavero M, & García E (2005) Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in ecology & evolution*, 20(3), 110.

Clements FE (1916) Plant Succession. An analysis of the development of vegetation. Publication n. 242. Carnegie Institution, Washington, D. C., USA.

Corbin J D, Robinson GR, Hafkemeyer LM, & Handel SN (2016) A long-term evaluation of applied nucleation as a strategy to facilitate forest restoration. *Ecological Applications*, 26(1), 104–114.

Colwell RK & Coddington JA (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, 345: 101-118.

Echeverri L (2018) Impacto del clareo del helecho marranero *Pteridium aquilinum* sobre el reclutamiento de plántulas nativas en el parque forestal embalse del Neusa, Cundinamarca.

Eilu, G, & Obua J (2005) Tree condition and natural regeneration in disturbed sites of Bwindi Impenetrable Forest National Park, southwestern Uganda. *Tropical Ecology*, 46(1), 99-112.

Etter A & van Wyngaarden W (2000) Patterns of Landscape Transformation in Colombia, with Emphasis in the Andean Region. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29(7).

Gallegos SC, Beck SG, Hensen I, Saavedra F, Lippok D, & Schleuning M (2016) Factors limiting montane forest regeneration in bracken-dominated habitats in the tropics.

García LJ & Matallana WA (2016) recopilación documental del estado actual y usos del agua del embalse del Neusa, Cundinamarca. tesis de pregrado. Universidad Distrital Francisco José de caldas facultad del medio ambiente y recursos naturales-tecnología en gestión ambiental y servicios públicos Bogotá.

Gentry (1993) A Field Guide to the Families & Genera of Woody Plants of Northwest South America (Colombia, Ecuador, Peru) with Supplementary Notes on Herbaceous Taxa.

Holl KD, Aide TM (2010) Forest Ecology and Management. *Foreco*. Lindenmayer DB, Margules CR, Botkin DB. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conserv. Biol.* 14:941–50

Holl KD, Reid JL, Chaves JM, Oviedo F & Zahawi RA (2017) Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. *Journal of Applied Ecology*, 54(4), 1091–1099.

Lindenmayer DB, Margules CR & Botkin DB (2000) Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation biology*, 14(4), 941-950.

Martínez C, & González R (1999) Seed rain from forest fragments into tropical pastures in Los Tuxtlas, Mexico. *Plant Ecology*, 145(2), 255-265.

Matteuci SD & Colma A (1982) Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría de la Organización de los Estados Americanos, OEA, Washington D.C. 163 p (Serie Biología; no. 22).

McMullan R (2017) *Environmental science in building*. Palgrave Macmillan Education.

Mejía N, Silva JC & De la Cruz R (1985) Estudio y manejo del helecho marranero *Pteridium aquilinum* (L) kuhn var. *arachnoideum*. *Acta Agronómica*, 35(3), 39-52.

Mooney HA & Hobbs RJ (2000). Global change and invasive species: where do we go from here? *Invasive species in a changing world*. *Island Press, Washington, DC*, 425-434.

Mora MF, Rubio JA, Gutiérrez R y Barrera JI (2016) Catálogo de Especies invasoras del territorio CAR. Bogotá: Editorial Pontificia Universidad Javeriana, CAR.

Murcia C, & Guariguata MR (2014) *La restauración ecológica en Colombia: tendencias, necesidades y oportunidades* (Vol. 107). CIFOR.

Lippok D, Beck SG, Renison D, Gallegos SC, Saavedra FV, Hensen I & Schleuning M (2013) Forest recovery of areas deforested by fire increases with elevation in the tropical Andes. *Forest Ecology and Management*, 295, 69–76.

Prach K & del Moral R (2015) Passive restoration is often quite effective: response to Zahawi et al. 2014 *Restoration Ecology*, 23(4), 344-346.

Prach K & Hobbs RJ (2008) Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*, 16(3), 363-366.

Prado, L. F. 2005. Apéndice 1. Listade referencia de indicadores para la evaluación y seguimiento.



Ramírez A, Lucio CR, Rodríguez R, Sheseña I, Farhat FN, Villa B, & Ruelas E (2018) Restoration of tropical montane cloud forests: a six-prong strategy. *Restoration Ecology*, 26(2), 206-211.

Rangel O & Lozano G (1986) Un perfil de vegetación entre La Plata (Huila) y el volcán del Puracé. *Caldasia*, 503-547.

Rangel J y Velásquez A (1997) Métodos de estudio de la vegetación In: Colombia. *Diversidad Biótica II* Editorial Guadalupe, Bogotá, Colombia Pages 59–87.

Rowe EC, Toberman H, Adams JL, Lawlor AJ, Thacker SA, Patel M & Tipping E (2016) Productivity in a dominant herbaceous species is largely unrelated to soil macronutrient stocks. *Science of the Total Environment*, 572, 1636–1644.

Suazo I, Lopez L, Alvarado J & Martínez M (2015) Land-use Change Dynamics, Soil Type and Species Forming Mono-dominant Patches: the Case of *Pteridium aquilinum* in a Neotropical Rain Forest Region. *Biotropica*, 47(1), 18–26.

Van Der Hammen T & Rangel JO (1997) El estudio de la vegetación en Colombia. Págs. 17-57 en: J.O. RangelCh., P.D. Lowy-C. & M. Aguilar-P. (eds.)

Vargas JO (2011). Restauración ecológica: biodiversidad y conservación. *Acta Biológica Colombiana*, 16(2), 221-246.

Vargas O & GRUPO DRE (2007) Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá DC) Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Secretaría Distrital de ambiente.

Walsh JR, Carpenter SR & Vander MJ (2016) Invasive species triggers a massive loss of ecosystem services through a trophic cascade. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(15), 4081-4085.

Zahawi RA, Holl KD, Cole RJ & Reid JL (2013) Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 88–96.

## VII: INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA:

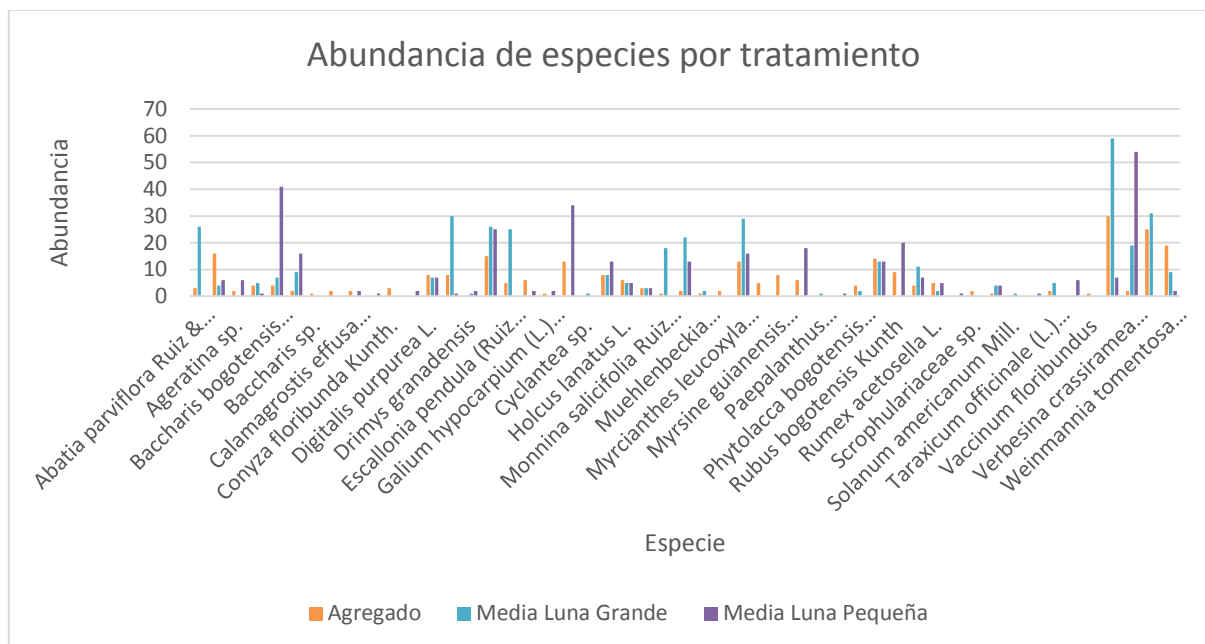
**Tabla 4.** Abundancia de especies por tipo de tratamiento

Familia	Especie	Agregados	Media Lunas Grandes	Media Lunas Pequeñas	Especies Plantadas
Salicaceae	<i>Abatia parviflora</i> Ruiz & Pav.	3	26	0	P
Compositae	<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	16	4	6	
Compositae	<i>Ageratina</i> sp.	2	0	6	P
Betulaceae	<i>Alnus acuminata</i> Kunth.	4	5	1	
Compositae	<i>Baccharis bogotensis</i> Kunth.	4	7	41	P / NP
Compositae	<i>Baccharis latifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	2	9	16	P/NP
Compositae	<i>Baccharis</i> sp.	1	0	0	
Melastomataceae	<i>Bucquetia glutinosa</i> (L. f.) DC.	2	0	0	
Poaceae	<i>Calamagrostis</i>	2	0	2	

	<i>effusa</i> (Kunth) Steud.				
Meliaceae	<i>Cedrela montana</i> Turcz.	0	0	1	
Compositae	<i>Conyza floribunda</i> Kunth.	3	0	0	
Campanulaceae	<i>Diastatea</i> sp.	0	0	2	
Plantaginaceae	<i>Digitalis purpurea</i> L.	8	7	7	
Sapindaceae	<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.	8	30	1	P
Winteraceae	<i>Drimys granadensis</i>	0	1	2	
Escalloniaceae	<i>Escallonia paniculata</i> (Ruiz & Pav.) Schult.	15	26	25	P
Escalloniaceae	<i>Escallonia pendula</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	5	25	0	P
Loranthaceae	<i>Gaiadendron punctatum</i> (Ruiz & Pav.) G. Don	6	0	2	P
Rubiaceae	<i>Galium hypocarpium</i> (L.) Endl. ex Griseb.	1	0	2	
Theaceae	<i>Gordonia</i> sp.	13	0	34	
Cyclantaceae	<i>Cyclantea</i> sp.	0	1	0	
Compositae	<i>Hieracium avilae</i> Kunth	8	8	13	
Poaceae	<i>Holcus lanatus</i> L.	6	5	5	
Compositae	<i>Hypochaeris radicata</i> L.	3	3	3	
Polygonaceae	<i>Monnina salicifolia</i> Ruiz & Pav.	1	18	0	P
Myricaceae	<i>Morella pubescens</i> (Humb. & Bompl. Ex Willd.) Wilbur	2	22	13	P
Polygonaceae	<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i> (Kunth) Meisn.	1	2	0	

Compositae	<i>Munnozia senecionidis</i> Benth.	2	0	0	P
Myrtaceae	<i>Myrcianthes leucoxylo</i> (Ortega) Mc Vaugh	13	29	16	P
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. Ex Roem. & Schult.	5	0	0	P
Primulaceae	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze.	8	0	0	P
Araliaceae	<i>Oreopanax floribundus</i> (Kunth) Decne. & Planch.	6	0	18	P
Eriocaulaceae	<i>Paepalanthus columbiensis</i> Ruhland	0	1	0	
Piperaceae	<i>Peperomia hispidula</i> (Sw.) A.Dietr.	0	0	1	
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca bogotensis</i> Kunth	4	2	0	
Dennstaedtiaceae	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn.	14	13	13	
Rosaceae	<i>Rubus bogotensis</i> Kunth	9	0	20	
Rosaceae	<i>Rubus floribundus</i> Kunth.	4	11	7	
Polygonaceae	<i>Rumex acetosella</i> L.	5	2	5	
Lamiaceae	<i>Salvia palifolia</i> Kunth	0	0	1	
Scrophulariaceae	<i>Scrophulariaceae</i> sp.	2	0	0	
Compositae	<i>Senecio madagascariensis</i> Poir.	1	4	4	
Solanaceae	<i>Solanum</i>	0	1	0	

	<i>americanum</i> Mill.				
Compositae	<i>Stevia Lucida</i> Lag.	0	0	1	
Compositae	<i>Taraxicum officinale</i> (L.) Weber ex F.H.Wigg.	2	5	0	
Melastomataceae	<i>Tibouchina</i> sp	0	0	6	P
Ericaceae	<i>Vaccinum floribundus</i>	1	0	0	
Eleocarpaceae	<i>Vallea stipularis</i> L.f.	30	59	7	P / NP
Compositae	<i>Verbesina crassiramea</i> S.F.Blake	2	19	54	P
Adoxaceae	<i>Viburnum triphyllum</i> Benth.	25	31	0	P / NP
Cunoniaceae	<i>Weinmannia tomentosa</i> L. f.	19	9	2	



**Figura 12.** Abundancia de especies por tratamiento

## VIII. Anexos requeridos para la modalidad de trabajo de grado

- **Case-Based Articles (Technical Articles + Policy/Practical Articles)** (<4000 words) that describe pioneer techniques likely to be of use to other practicing restoration ecologists. This type of article is best suited where the focus is on a smaller number of case studies or single but unique or large-scale case study; they may be technique-driven, methodology focused, or may be an in-depth examination of decision-making, monitoring, planning, implementation or policy relevance of the case study or studies. These have a briefer introduction and less focus on theoretical frameworks in favor of a focus on technical approaches and outcomes
- **Manuscript Submission**
- Submission of a manuscript and any revision to Restoration Ecology implies that:
  - - the work is original and may be screened for content published elsewhere and other sources of information
  - - the work has not been published before and it is not being considered for publication elsewhere
  - - all authors have contributed sufficiently to the work, take responsibility for appropriate sections of it and agree to be listed
  - - the work and its submission to publication have been approved by all authors, institutions and authorities directly involved
  - - the work complies with institutional, national and international laws and ethics guidelines on animal/endangered species
  - - manuscripts will be assessed and sent out for peer review only at the discretion of the Editors
  - - suggested reviewers must not have close relationships with any of the authors, and the identity of reviewers is kept confidential
  - - accepted manuscripts will be published under Wiley terms of publication (see below for conditions of copyright transfer OnlineOpen options).
- Submit your manuscripts via [mc.manuscriptcentral.com/rec](https://mc.manuscriptcentral.com/rec). In case of difficulty, you may alternatively submit directly to the [Editorial Office](#). **You should submit:**
  - **1. cover letter** with any relevant information (e.g. invited manuscript, manuscript for special issue/section, responses to reviewers' comments in case of resubmission of a manuscript rejected by the journal)
  - **2. manuscript as single file inclusive of main text, tables, figure caption and figures**; editable/source files only (MS Word preferred)
  - **3. supporting information**, if any, **as a separate file**.

- Any queries should be directed to Dr Valter Amaral, Managing Editor ([vlamaral@ciencias.ulisboa.pt](mailto:vlamaral@ciencias.ulisboa.pt)).

- 

### **Manuscript Preparation**

- **General:** number all pages and lines consecutively, use double line spacing and US English spelling, avoid hyphenation, footnotes and style tags. Preferred format is MS Word. Make sure to report all relevant sampling and statistical details (e.g. number of replicates, df, statistical power, etc).
- **Structure your manuscript following the sections below** and please consult recent publications of the journal and the [Restoration Ecology Style Guide](#) for details and guidance.
- **Title:** Make use of [Search Engine Optimization \(SEO\)](#); make a brief description of the work and incorporate a key phrase related to your topic; include words useful for indexing and information retrieval within the first 65 characters.
- **Running head:** provide a shortened title (3 to 6 words).
- **Authors and addresses:** clearly identify the corresponding author and respective email address; for each author provide full address with zip or postal code and current address, if applicable.
- **Author contributions:** (<50 words) briefly indicate the chronology of author (use initials) contributions to each specific manuscript task (repeat authors as necessary but not tasks). E.g.: 'SM, VA, CN conceived and designed the research; VA performed the experiments; SM, VA analyzed the data; AM, CN contributed reagents/materials/analysis tools; SM, VA, CN wrote and edited the manuscript'. Those who contributed to the work but do not qualify for authorship should be listed in the acknowledgments.
- **Abstract:** (<250 words; <100 words for Response and Short Communication Articles) state the goals, methods, principal results and major conclusions of the work. Use [SEO](#); incorporate popular scientific search terms (e.g. [Google Trends](#), [Google Adwords key words tool](#)) that another researcher might search on to find your article; repeat your popular key words and phrases 3-4 times throughout the abstract in a natural, contextual way (note that excessive repetition may result in search engines un-indexing your article).
- **Key words:** Use [SEO](#) to alphabetically list 5 to 8 key words useful for indexing and information retrieval. Include the key words and phrases you repeated in the abstract but do not duplicate words in the title.
- **Implications :** (<120 words) provide the applicable following summary in 2 to 5 bullet point and plain English. Do not give a summary of your work or highlights without appropriate relevance.
- Implications for Practice - For research-based articles summarize the key findings with relevance for practical purposes; particularly important for articles that are technique driven.

- Conceptual Implications - For theoretical-based articles, summarize the key and novel interpretation/perspectives on conceptual paradigms and theoretical frameworks.
- **Main text:** Research, Setbacks and Surprises, and Technical Articles must be organized as: Introduction, Methods, Results, Discussion - other article types may use a more flexible structure. Consider using subheadings to improve readability and flow; incorporate your popular key words and phrases in these subheadings as appropriate. Cite only the most pertinent references.
- In-line citations - use chronological order, '&' instead of 'and' for citations with 2 authors, 'et al.' in regular font, no comma before the year, and separate citations with semicolon. Identify unpublished studies and include affiliation on personal communications. Examples: "... have been shown (Johnson & Van Hoot 2005; Cairns 2008;Plafkin et al. 2009)", "... according to Cutting & Hough-Goldstein (2013)...","(R. Davis 2009, Harvard University, Boston, MA, personal communication)".
- Scientific names - use italics,provide common name (if unavailable, give family name) in parentheses on first appearance and consistently use either the scientific or common name thereafter. Genus name can be abbreviated after first appearance.
- **Acknowledgements:** briefly give credit to other people who have made a contribution to the study and list all relevant grant numbers.
- **Literature Cited:** follow the examples below thoroughly. Only include articles that have been published or are 'in press'. Citation of theses, reports and web-based information is only acceptable when no other source of information is available, and URLs must be provided.
- Periodicals: Kroeker KJ, Micheli F, Gambi MC (2013) Ocean acidification causes ecosystem shifts via altered competitive interactions. *Nature Climate Change* 3:156-159
- McIntosh TE, Rosatte RC, Hamr J, Murray DL (2014) Patterns of mortality and factors influencing survival of a recently restored elk population in Ontario, Canada. *Restoration Ecology* (in press)
- Books : Myers JL, Well AD (2002) *Research design and statistical analysis*. Lawrence Erlbaum Associates, Philadelphia, Pennsylvania
- Articles/sections from books, conference papers, etc: Leverenz JW, Lev DJ (1987) Effects of carbon dioxide-induced climate changes in the natural ranges of six major commercial tree species in the western United States. Pages123-155 In: Shands WE, Hoffman JS (eds) *The greenhouse effect, climate change, and U.S. forests*. The Conservation Foundation, Washington, D.C.
- McKneeley JA (1995) The interaction between biological diversity and cultural diversity. International Conference on Indigenous Peoples, Environment, and Development, Zurich, 15-18 May 1995. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland



- Plafkin JL, Barbour MT, Porter KD, Gross SK, Hughes RM (1989) Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macro-invertebrates and fish. EPA/444/ 4-89-001. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Dissertations: Newmark WD (1986) Mammalian richness, colonization and extinction in western North American national parks. PhD Dissertation, University of Michigan, Ann Arbor
- Websites: National Oceanic and Atmospheric Administration (2006-2010) National Climatic Data Center <http://www.erh.noaa.gov/iln/climate.htm> (accessed 13 February 2010)
- **Illustrations**: Should be included at the end of the main document, after references: first tables, then figure captions and figures. All illustrations, including lettering, should be capable of 66 to 50% reductions without loss of clarity or legibility. Tables, figures and captions should be uncluttered and self-explanatory. All abbreviations and terms unique to your paper must be defined in the caption; common statistical notations do not need to be defined. Include statistical significance directly on tables and figures whenever possible. Visit the [instructions on preparing the illustrations](#) for details.
- Tables - use double-space and lines only below column headers. Be coherent with the use of decimals and whole numbers. Do not duplicate information in the text or figures.
- Figures - includes line drawings and photographs and should be supplied to fit within either a single column or across the full page. Relevant photographs of research sites are encouraged. Submit photographs as separate figures or in sets with a narrow white border between each.
- Cover photographs - You are invited to submit high-resolution color photographs with credit and a descriptive legend for possible use in the issue cover of the Journal.
- **Supporting Information**: for supplemental but ancillary information such as additional tables, data sets, figures, movie files, audio clips, 3D structures, etc. Provide this information in the desired final format (it will be published as is and no proof will be made available) and with a descriptive caption, and cite it (e.g., Fig S1, Table S1) it within the main text of the manuscript. Please visit the [information on recommended file types and requirements](#) for details. Submit as a separate file from the main document.

## 8.1 ANEXO 2: MARCO TEÓRICO EXTENDIDO

### 8.1.1 PROBLEMA

En el mundo el aumento de la población humana ha generado que la demanda por los recursos crezca de forma exponencial, lo cual perjudica las fuentes de materia prima; los recursos, servicios que prestan ecosistemas alrededor del mundo y como producto de esto se genera una crisis ambiental severa. Acelerada por el daño de los ecosistemas, dificultando la recuperación de algunos recursos que son renovables (Vargas, 2011). Colombia al no ser ajena a la crisis ambiental tiene como ejemplo la región Andina es una de las más transformadas por actividades antrópicas, siendo sus ecosistemas los más degradados (61%) en el país (Etter & van Wyngarden, 2000). Esto se debe a que aproximadamente el 66% de la población se concentra allí, desarrollando diferentes actividades como el aprovechamiento forestal, agricultura y ganadería las cuales promueven cambios en las características físicoquímicas en los suelos, causando impacto en los ecosistemas.

El Bosque Alto Andino, es uno de los ecosistemas más amenazados en Colombia, ya que por diferentes actividades productivas que se desarrollan allí, provocando que se hayan modificado las dinámicas de este ecosistema, las cuales ponen en peligro diferentes especies, funciones, servicios ecosistémicos, donde el riesgo es muy alto para la riqueza y diversidad de especies, lo cual es una causa directa de la pérdida de su composición y estructura (GREUNAL, 2006), este ecosistema es de gran importancia ya que interviene en una fase muy importante del ciclo hidrológico, por lo cual su función principal es la captación del agua y regulación de la temperatura

Las invasiones biológicas son una de las principales causas de pérdida de biodiversidad en el mundo, logrando en algunos casos la extinción de especies (Castro et al. 2004). En los últimos años, estas especies se han reproducido con gran facilidad y han desplazado las especies nativas de estos bosques, lo que ha ocasionado tanto la pérdida de los valores ecológicos naturales de la zona como el incremento de incendios forestales (Mora et al., 2016). Por lo anterior, la CAR (Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca) se ha dado a la labor de llevar a cabo proyectos de restauración ecológica, con el fin de sustituir las plantaciones de pino con bosques de especies nativas de este ecosistema.

La restauración ecológica de esta zona es un arduo proceso que debe ser llevado a cabo en diferentes fases, partiendo de la tala del pino (*Pinus patula*) con fines de aprovechamiento forestal, para posteriormente, dar paso a la plantación de especies nativas en arreglos florísticos que permitan crear las condiciones adecuadas para el establecimiento de estas. Además, de estrategias de restauración asociadas a diferentes grupos taxonómicos como aves y mamíferos para restablecer las dinámicas del ecosistema (Barrera, 2010).

### 8.2 MARCO TEÓRICO

### 8.2.1 Ecología de la Restauración

Rama de la ecología que busca recuperar el sistema después de haber sido disturbado, llevando a un estado ideal ya sea al ecosistema de referencia o a un estado alterno (Hobbs y Norton, 1996). Esto se logra a través de la recuperación de las interacciones entre los diferentes actores del sistema y su estructura hasta que sea sostenible por si solo (Palmer et al. 2016)

- **Restauración ecológica:** Proceso mediante el cual se asiste la sucesión vegetal en específico el intercambio de especies que se establecen allí dependiendo de sus características ecológicas (SER, 2004). Es el restablecimiento artificial, de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas disturbados por causas naturales o antrópicas, iniciando por la restauración de los productores primarios la vegetación, la cual proporcionará el hábitat y recursos para la fauna asociada (Aronson et al. 2007; Holl et al. 2017).
- **Nucleación:** Estrategia de la restauración ecológica activa que consiste principalmente en hacer competencia interespecífica plantando especies nativas que recubran en un menor tiempo el área degradada (Ribeiro et al. 2013; Zahawi, 2013; Ziller y Galvão, 2000). Estas especies deben tener características de crecimiento similares o que las hagan mejores contendientes, frente al factor al que se le quiere hacer competencia
- **Diseño florístico:** Elección de las especies cuyas características son óptimas para que se establecen en las áreas que han sufrido algún tipo de disturbio (Bowering, 2018; Lozada y Pinzon, 2006).

### 8.2.2 Sucesión Vegetal

- Reemplazo natural de unas especies vegetales por otras en un lugar y tiempo determinado, y ese recambio de especies esta determinado por una serie de interacciones por un nicho vacante ((Meli et al. 2015; Lippok et al. 2013; Suazo et al. 2015; Abreu y Sarmiento, 2009).
- Composición y estructura: cuales son las especies que se encuentran allí, su abundancia y cobertura (Ramirez et al. 1998; Rowe et al. 2016; Salamanca, 2010, Servicio de Montes DBF) Patrones geográficos de distribución de las especies en sus ensamblajes (Espinosa et al. 2004; Dendy et al. 2015; Salamanca, 2010, Servicio de Montes DBF).

### 8.2.3 Invasiones biológicas

- Especies de origen remoto, las cuales, al alcanzar un nuevo hábitat, se propaga por este a gran velocidad (Mooney y Hobbs, 2000), logrando establecerse, alterando la estructura y funcionamiento del sistema en el cual se encuentra (Alday et al. 2013; Macias, Sanchez y Peña, 2002; Salaz et al. 2006; Watt, 1940). Llegan un nuevo sistema en el cual pueden desencadenar diferentes disturbios como *i)* Desplazamiento de especies nativas (ocupando el nicho ecológico, trayendo enfermedades), *ii)* Hibridación (contaminación de material genético, desplazando a la especie nativa), *iii)* Alteración en las interacciones que se dan en el sistema (afectando a diferentes taxones), *iv)* cambio en las características fisicoquímicas del sistema (Castro et al. 2004).

esto debido a que al ser transportadas voluntaria o involuntariamente (Plan Nacional de Restauración,2012),

- **Factores limitantes:** Son aquellos que se encuentran en cantidades, frecuencias muy altas que disminuyen el desarrollo del ecosistema en específico el desarrollo de la vegetación (Gallegos et al. 2016; Ouden, 2000; Pakeman, 1994).

- **Factores Tensionantes:** Aquellos introducidos al sistema por algún evento, que minimizan la entrada de energía a este o alguno de sus componentes, deteriorándolos inhibiendo el flujo de energía entre estos (Daniels, 1985; García, 2012; Príveřtivy et al. 2016; Whittier, 1996).

#### 8.2.4 Helecho marranero

Es una especie de carácter invasor, pertenece a la familia Dennstaetiaceae, no se sabe cual es su origen, ya que tiene una distribución cosmopolita, tiene un ciclo de vida perenne (Daniels 1985; Mitich 1999). Habita en áreas disturbadas como predios afectados por incendios, lo que facilita su establecimiento, se reproduce a través de esporas y rizomas (Den Ouden 2000; Whittier 1966), produce altas tasa de necromasa, lo cual la hace una especie pirogénica, además de tener sustancias alelopáticas (Cooper 1990) que inhiben el establecimiento de especies nativas.

#### 8.2.5 Bosque Alto andino

El bosque alto andino, es uno de los ecosistemas más amenazados en Colombia, producto de los diferentes usos de suelo que le han dado a través del tiempo las comunidades que se han asentado en la región andina (Etter & van Wyngarden 2000). Según las zonas de vida propuestas por Holdridge (1967) es denominado como “bosque montano húmedo”, localizado entre los 2800 y los 3200 m.s.n.m (Mora & Strum 1995). Esta compuesta por árboles de gran porte y de gran diversidad entre los cuales se encuentran el raque (*Vallea stipularis*), el encenillo (*Weinmannia tomentosa*), el mortiño (*Vaccinium meridionale*), el canelo (*Drymis granadensis*), el aliso (*Alnus acuminata*) y el sietecueros (*Tibouchina lepidota*), además de una gran variedad de musgos, líquenes y bromelias (Romero 2012)

## 8.3 ANTECEDENTES

### 8.3.1 Temáticos

- La nucleación como estrategia de restauración ecológica a sido usada en diferentes proyectos a nivel mundial, recalcando la importancia de esta, a la hora de asistir la sucesión vegetal, logrando restablecer de forma artificial la estructura y la función o funciones dentro de un ecosistema de interés. Como los proyectos desarrollados Por la Escuela de Restauración en el 2004 en la Microcuenca de Santa Helena en la Vereda el Hatillo en Suesca y Zahawi y colaboradores (2013) donde se uso la estrategia de nucleación con el objetivo de cubrir y de potencializar la dispersión de especies nativas, en áreas degradadas.
- Gallegos y colaboradores (2013) realizaron un proyecto en áreas afectadas por incendios en los andes Tropicales de Bolivia potencializadas por especies invasoras como *Pteridium aquilinum*, en el cual implementaron la nucleación como estrategia, encontrando una mejor respuesta en especies herbáceas que cubren una mayor área en poco tiempo.

### 8.3.2 Contexto

- El Parque Forestal Embalse del Neusa sirve de abastecimiento del recurso hídrico, para diferentes municipios como Cogua, Tausa y Zipaquirá, por lo cual mantener el ecosistema del Bosque alto Andino es muy importante para la preservación de este recurso (CAR 2004 en García y Matallana, 2016) Desde la construcción del embalse ha tenido diferentes cambios, plantación de especies exóticas forestales, con el fin de prevenir la colmatación, sin embargo estas plantaciones no les dio el manejo adecuado, lo cual se volvió un problema, el pino mexicano tiene unas características altamente inflamables, que potencializan los incendios que se dan por causas antrópicas, dejando espacios para la llegada de especies invasoras como el Retamo espinoso, y el helecho marranero (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) entre otras (Barrera *et al.* 2014)
- Las diferentes actividades que se desarrollan en el parque, como el turismo, la ganadería y la agricultura, son factores que están influenciando en el sistema constantemente.
- Ha tenido una historia de uso que se remota desde el establecimiento del embalse (1950), con las plantaciones forestales para evitar la percolación de este, posteriormente al no darle el manejo adecuado a estas plantaciones se volvió un riesgo para los visitantes que no estaban a salvo de la caída de pinos o los incendios que eran activados por los componentes altamente inflamables existentes en los pinos, por lo cual la dirección del parque toma la decisión de hacer un aprovechamiento de

estas plantaciones, con el objetivo de restablecer las áreas de donde antes estaba el bosque alto andino (Luis Rodríguez- ERE)

#### 8.4 Bibliografía

- Abreu, Z., Llambí, L. D., & Sarmiento, L. (2009). Sensitivity of soil restoration indicators during páramo succession in the high tropical andes: Chronosequence and permanent plot approaches. *Restoration Ecology*, 17(5), 619–627.
- Alday, J. G., Cox, E. S., Pakeman, R. J., Harris, M. P. K., Le Duc, M. G., & Marrs, R. H. (2013). Effectiveness of Calluna-heathland restoration methods after invasive plant control. *Ecological Engineering*, 54, 218–226.
- Aronson, J., Renison, D., Rangel-Ch, J. O., Levy-Tacher, S., Ovalle, C., & Del Pozo, A. (2007). Restauración del Capital Natural: sin reservas no hay bienes ni servicios. *Revista Ecosistemas*, 16(3).
- Baev, P. y L. Penev. 1995. BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis. PENSOFT. Sofia-Moscow.
- Barrera - Cataño, J. I., S.M. Contreras-Rodríguez, N. V. Garzón-Yepes, A.C. Moreno-Cardenas y S.P. Montoya- Villareal. 2010. Manual para la Restauración Ecológica de los Ecosistemas Disturbados del Distrito Capital. Secretaria Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana (PUJ). Bogotá, Colombia. 402 pp.
- Brandão, J. D. F. C., Martins, S. V., Brandão, I. J., & Lopes, W. D. P. (2017). ECOLOGICAL RESTORATION IN AREA DOMINATED BY *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn IN CAPARAÓ NATIONAL PARK, MG. *Revista Árvore*, 41(1).
- Bowering, R., Wigle, R., Padgett, T., Adams, B., Cote, D., & Wiersma, Y. F. (2018). Searching for rare species: A comparison of Floristic Habitat Sampling and Adaptive Cluster Sampling for detecting and estimating abundance. *Forest Ecology and Management*, 407, 1–8.
- Castro-Díez, P., Valladares, F., & Alonso, A. (2004). La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Revista Ecosistemas*, 13(3).
- Cooper-Driver, G. A. (1990). Defense strategies in bracken, *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 281-286.
- Corbin, J. D., Robinson, G. R., Hafkemeyer, L. M., & Handel, S. N. (2016). A long-term evaluation of applied nucleation as a strategy to facilitate forest restoration. *Ecological Applications*, 26(1), 104–114.
- DANIELS, R. E. (1985). Studies in the growth of *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. (bracken) 1. Regeneration of rhizome segments. *Weed Research*, 25(5), 381–388.

Den Ouden, J. (2000). *The role of bracken (Pteridium aquilinum) in forest dynamics. The role of bracken (Pteridium aquilinum) in forest dynamics.* Landbouwniversiteit Wageningen (Wageningen Agricultural University).

Dendy, J., Cordell, S., Giardina, C. P., Hwang, B., Polloi, E., & Rengulbai, K. (2015). The role of remnant forest patches for habitat restoration in degraded areas of Palau. *Restoration Ecology*, 23(6), 872–881.

Etter, A., & van Wyngaarden, W. (2000). Patterns of Landscape Transformation in Colombia, with Emphasis in the Andean Region. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29(7)

Finegan B. (1984). Forest succession. *Nature*. 312 (8): 109-14

Gallegos, S. C., Beck, S. G., Hensen, I., Saavedra, F., Lippok, D., & Schleuning, M. (2016). Factors limiting montane forest regeneration in bracken-dominated habitats in the tropics.

Herrick, J. E., Schuman, G. E., & Rango, A. (2006). Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation*, 14(3–4), 161–171.

Garcia, A. M. (2012). *Manejo de leguminosas de coberturas con fines de conservar y mejorar las propiedades de suelos.* Taratopo, Perú: Universidad Nacional de San Martín de Taratopo, Facultad de Ciencias Agrarias.

Holl, K. D., Reid, J. L., Chaves-Fallas, J. M., Oviedo-Brenes, F., & Zahawi, R. A. (2017). Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. *Journal of Applied Ecology*, 54(4), 1091–1099.

Holl, K. D., Aide, T. M. (2010). *Forest Ecology and Management. Foreco.*

Lindenmayer DB, Margules CR, Botkin DB. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conserv. Biol.* 14:941–50

Lippok, D., Beck, S. G., Renison, D., Gallegos, S. C., Saavedra, F. V., Hensen, I., & Schleuning, M. (2013). Forest recovery of areas deforested by fire increases with elevation in the tropical Andes. *Forest Ecology and Management*, 295, 69–76.

Lozada, Pinzon, A., & Cantillo, j. (2006). *Diseño metodológico de restauración de la reserva forestal Carpatos Guasca-Cundinamarca Colombia.*

Martín Piera, Fermín. 2001. *Apuntes sobre Biodiversidad y Conservación de Insectos: Dilemas, Ficciones y ¿Soluciones?* Museo Nacional de Ciencias Naturales (C.S.I.C.). Dpto. Biodiversidad y B. Evolutiva.

Mejía, N., Silva, J. C., & De la Cruz, R. (1985). Estudio y manejo del helecho marranero *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn var. *arachnoideum*. *Acta Agronómica*, 35(3), 39-52.

Meli, P., Martínez-Ramos, M., & Rey-Benayas, J. M. (2013). Selecting Species for Passive and Active Riparian Restoration in Southern Mexico. *Restoration Ecology*, 21(2), 163–165.

Mitich, L. W. (1999). Brackenfern, *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. *Weed technology*, 13(2), 429-432.

Mora Goyes, M.F., Rubio, J.A., Gutiérrez, R. y Barrera Cataño, J.I. (2016). Catálogo de Especies invasoras del territorio CAR. Bogotá: Editorial Pontificia Universidad Javeriana, CAR.

Noon, B.R., Dawson, D.K. and Kelly, J.P. 1985. A search for stability gradients in North American breeding bird communities. *Auk* 102: 64-81.

Palmer, M. A., Zedler, J. B., & Falk, D. A. (2016). *Foundations of restoration ecology*. Island Press.

Prado, L. F. (2005). Apendice 1. Listade referencia de indicadores para la evaluación y seguimiento.

Prach, K., & Hobbs, R. J. (2008). Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*, 16(3), 363-366.

Průiveřtivy, T., Janík, D., Unar, P., Adama, D., Král, K., & Vrška, T. (2016). How do environmental conditions affect the deadwood decomposition of European beech (*Fagus sylvatica* L.)? *Forest Ecology and Management*, 381, 177–187.

Ribeiro, S. C., Botelho, S. A., Leite Fontes, M. A., Garcia, P. O., & Almeida, H. de S. (2013). Natural regeneration of deforested areas dominated by *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn located in the Serra da Mantiqueira mountain range. *Cerne*, 19(1), 65–76.

Romero, (2012). El bosque altoandino: una oportunidad para llevar al educando al aprendizaje significativo y a las estrategias de conservación. Facultad de Ciencias, Maestría en enseñanza de las Ciencias exactas y Naturales, p.39-40. Bogota D.C.: Universidad Nacional de Colombia:  
<http://www.bdigital.unal.edu.co/8030/1/1186494.2012.pdf>

Salamanca, A. (2010). Evaluación del estado de la vegetación en diseños de restauración ecológica, un año después de su implementación en la microcuenca de las quebradas hoyo onda y la leona, ubicadas en la vereda las margaritas, localidad de Usme, Tesis de Pregrado, Pontificia Universidad Javeriana.



Secretaría distrital de ambiente - fondo desarrollo local Usaquén– C.I. Colombia (2014). Convenio de asociación no. 01201/2013.

Sosa-Escalante, J. E. 1998. Estudio de la biodiversidad: valoración y medición. Manual de curso. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Autónoma de Yucatán. México

Suazo-Ortuno, I., Lopez-Toledo, L., Alvarado-Diaz, J., & Martinez-Ramos, M. (2015). Land-use Change Dynamics, Soil Type and Species Forming Monodominant Patches: the Case of *Pteridium aquilinum* in a Neotropical Rain Forest Region. *Biotropica*, 47(1), 18–26.

Teuscher, M., Gérard, A., Brose, U., Buchori, D., Clough, Y., Ehbrecht, M., ... Kreft, H. (2016). Experimental Biodiversity Enrichment in Oil-Palm-Dominated Landscapes in Indonesia. *Frontiers in Plant Science*, 07.

Vargas, J. O. (2011). Restauración ecológica: biodiversidad y conservación. *Acta Biológica Colombiana*, 16(2), 221-246.

Vargas, O., & GRUPO, D. R. E. (2007). Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá DC) Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Secretaría Distrital de ambiente.

Whittier, P. (1966). Natural apospory in *Pteridium*?. *American Fern Journal*, 56(2), 61-64.

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.

Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Fourth Edition. Prentice-Hall, INC. New Jersey, USA

Ziller, S. R., & Galvão, F. (2002). Environmental degradation of a grassland ecosystem in Parana State with biological invasions of *Pinus elliotti* and *P. taeda*. *Floresta*, 32(1), 41-47.

## **IX. ANEXO 3: Métodos extendidos**

### **Pre campo**

Consiste en la revisión y familiarización de las especies del bosque andino, enfocado principalmente a las especies que se encuentran en los primeros estados de la sucesión vegetal, lo que facilitara la identificación taxonómica de las especies en campo, familiarización con los diferentes diseños implementados en la estrategia de restauración.

### **Estrategias de borde**

Cintas (2) Límite del predio con el bosque altoandino al oriente, de tamaño 2m x 13,5 m, plantas distribuidas en 10 filas.

Cintas (10) en forma de barrera A, con un área de 21 x 5,20m separadas cada una por 19 m, dispuestas en una franja de 400m, 5 filas.

Cintas forma de barrera B, (3) de 6 filas (40, 30 y 50 m) dispuestas en una franja de 120m.

Cintas forma de barrera C, franja continua de 300m dispuesta en 3 filas dispuestas en los límites norte y sur del predio (Helechal al norte y predio en restauración al sur)

### **Agregados y media lunas.**

Agregados (40), tamaño 21 x 21m y plantaciones dispuestas en 7 anillos, esto se encuentran conectados por 5 cintas de 20 x 10m con 10 filas.

Media luna grande (7) con un área de 26 x 14m, dentro de las cuales las especies estarán divididas en dos franjas

Media luna pequeña (7) con un área de 10,8 x 9m dentro d las cuales las especies plantadas están dispuestas en dos franjas

Las media lunas (grandes y pequeñas) están localizadas en el predio donde la pendiente es más pronunciada con el fin de disminuir erosión y deslizamientos.

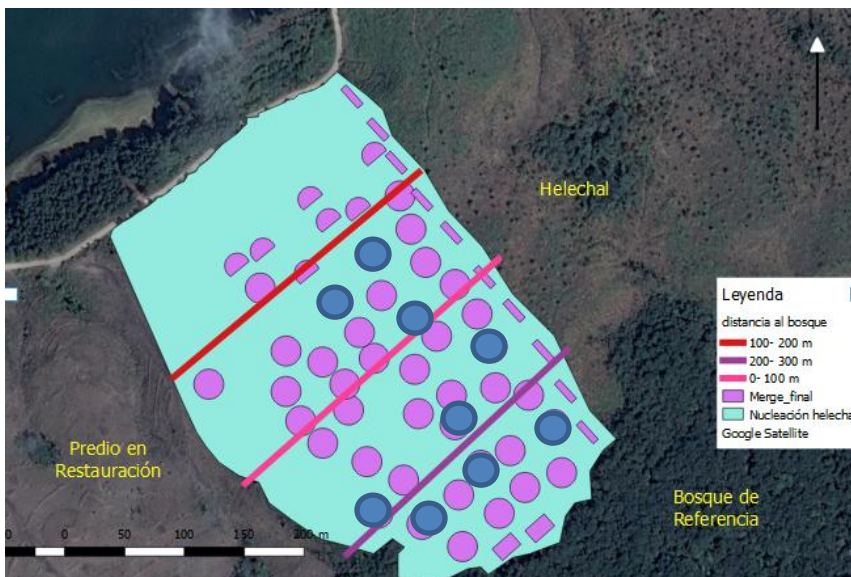
### **Campo**

En esta fase se realizarán las caracterizaciones de los núcleos (agregados, media lunas grandes y media lunas pequeñas), así mismo se caracterizarán la vegetación en cada cobertura vecina (helechal, bosque de referencia, predio en restauración) donde se va a tener en cuenta características de crecimiento y la identificación taxonómica y por último la toma de biomasa del helecho en un área determinada en los núcleos, aquí se necesitará un decámetro, cámara fotográfica, calibrador, placas metálicas y amarres).

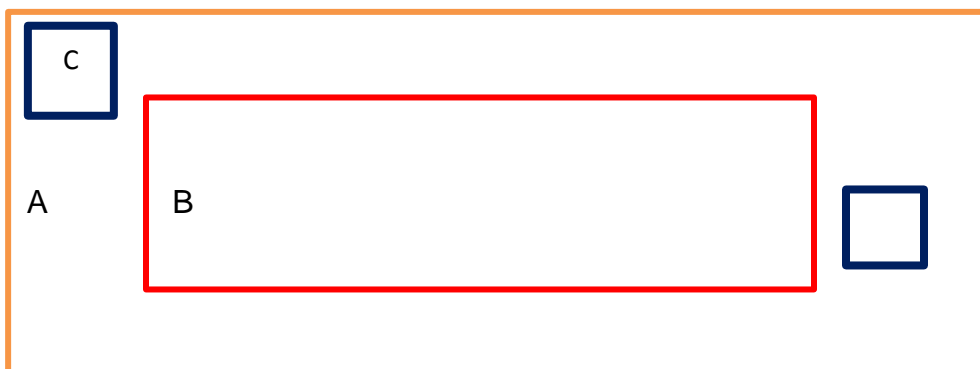
Posteriormente al hacer la sistematización de los datos recolectados, se procederá a conformar las bases de datos, para finalmente hacer los análisis y pruebas estadísticas de la información. Además de obtener los resultados de los índices de diversidad y riqueza.

## Diseño y recolección de los datos.

Esta fase se desarrolló entre el 16 de Julio de 2018 y el 11 de Agosto de 2018, en la cual seleccionaron 7 media lunas grande, 7 media lunas pequeñas y 7 agregados que estuviesen más cerca a los primeros diseños (Mateucci et al. 1982; Eilu y Obua 2005). Posteriormente se seleccionaron 9 agregados de forma aleatoria estratificada teniendo en cuenta la distancia al bosque (corta = 0 a 100 m, media = 100 a 200 m y larga 200 a 300 metros) (ver figura 2) en cada núcleo se realizó una parcela tipo Whittaker modificada (**ver figura 3**), en las cuales se realizaron mediciones de DAP, altura, diámetro mayor diámetro menor e identificación taxonómica, además de medir la biomasa de helecho marranero en cuadrantes (Graf y Sayagués, 2000; Scott 1969; Wilson y Tilman 1995; Weigelt y Jolliffe 2003 en Prado 2005).



**Figura 2:** Selección de agregados de forma aleatoria estratificada, teniendo en cuenta la distancia al bosque.



**Figura 3.** Parcela Whittaker modificada: Parcela A de 10 \* 5 m se midieron todos los individuos con hábito sub arbóreo y arbóreo inferior, B una subparcela de 5 \* 3 m se midieron todos los individuos de hábito arbustivo, y en dos cuadrantes C de 1\*1m dispuestos de forma aleatoria se midieron todos los individuos de hábito herbáceo.



Establecimiento de la parcela dentro de los núcleos.



Cuadrante donde se miden individuos de estrato herbáceo

Se establecerá en cada núcleo una parcela Whittaker modificado, teniendo en cuenta que se adaptaron este tipo de parcelas a las dimensiones de los núcleos, en las cuales se establece una parcela rectangular de 5 x 10 m., en la cual se medirán todos los individuos arbóreos, una subparcela de 3m x 5 m, donde se medirán todos los arbolitos y arbustos y dos cuadrantes de 1m<sup>2</sup> donde se medirán todas las herbáceas, estas parcelas se ubicaran de tal forma que puedan abarcar todas las filas de plantaciones en los núcleos (Stohlgren et al. 1995; Cambell, 2002).



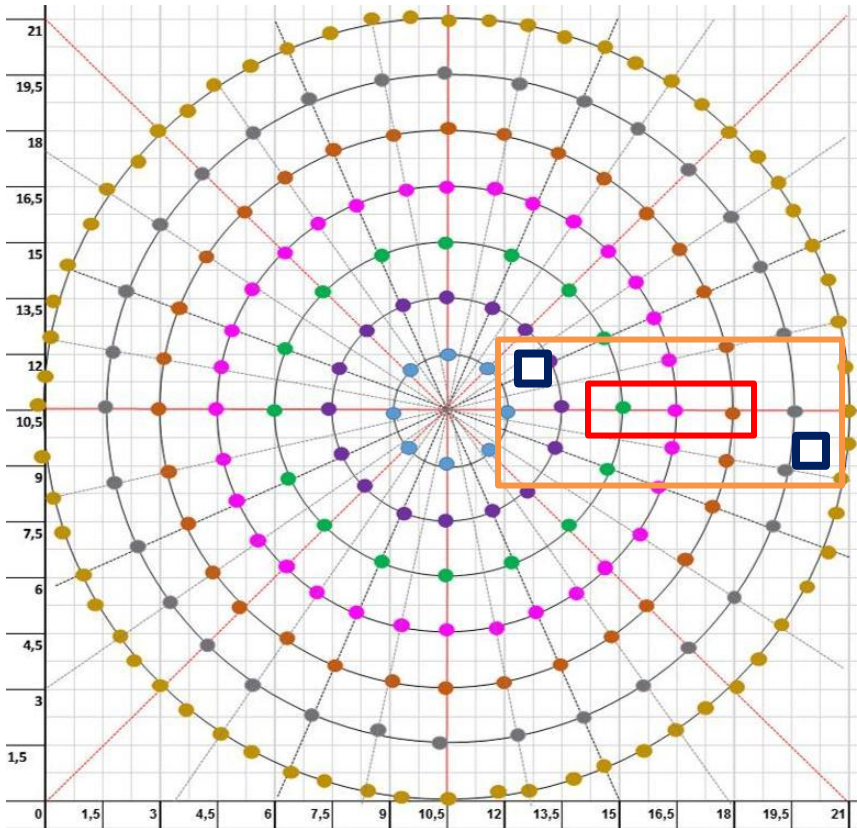


Figura 13: Parcelas Whittaker modificada para el diseño de agregado

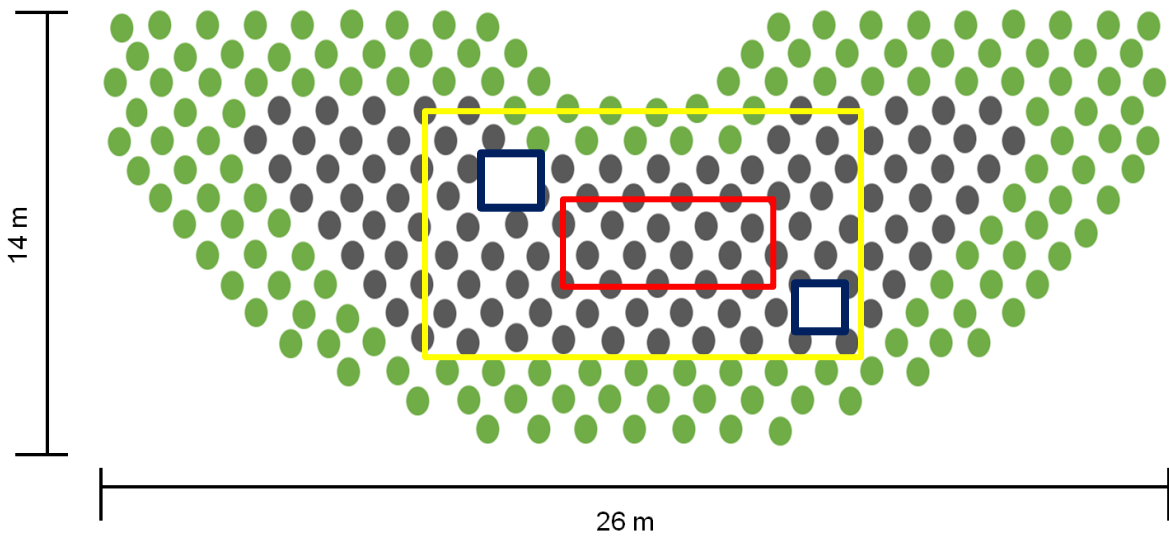


Figura 14: Parcelas Whittaker modificado para el diseño de media luna grande

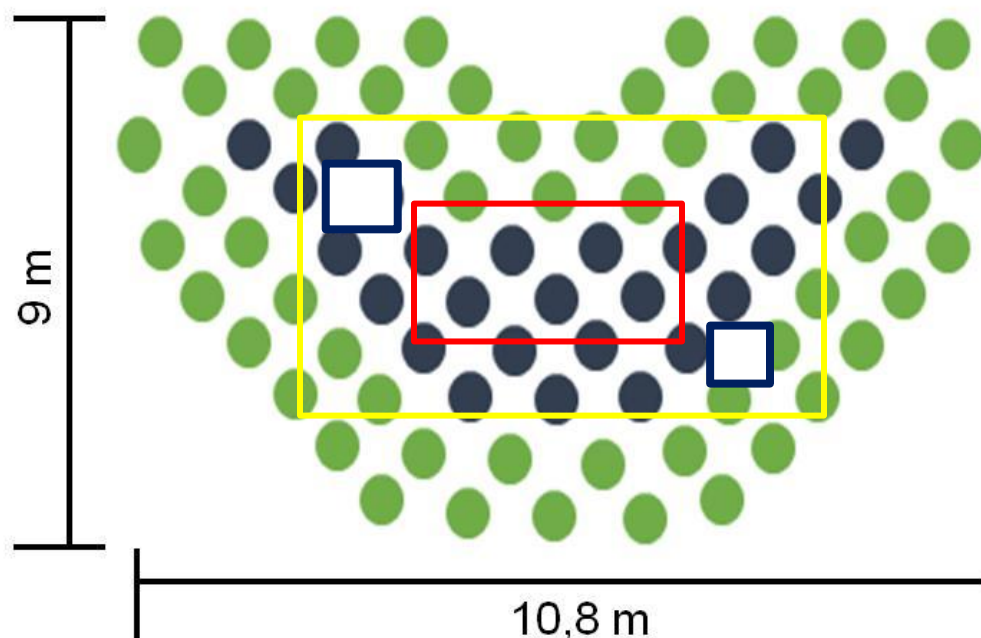


Figura 15: parcelas Whittaker modificada para el diseño de media luna pequeña

### Toma de datos.

Se tomó el DAP a una altura rasante, debido a que la mayoría de los individuos no superaban la altura de 1 metro, la altura se tomó desde la base del tallo que sobresale del suelo hasta las yemas apicales, el diámetro mayor y el diámetro menor se tomarán de acuerdo a la metodología planteada por

Se hace una separación de los individuos por tipo de hábito; < 3 rasante, 0.3 a 1.5m; herbáceo, 1.5 a 5 m arbustivo, 5 a 12 m sub arbóreo, >12 m arbóreo inferior (Rangel y Velásquez, 1997; Rangel y Lozano, 1986) (Figura)

### Análisis de los datos.

Para esta primera parte se van a aplicar los índices de diversidad (Shannon-Wiener, Simpson) y riqueza específica y de familias por tipo de diseño florístico, para poder determinar si el diseño del núcleo afecta o no la diversidad de los núcleos, así mismo se medirá si hay diferencias significativas entre los diferentes diseños en las variables de crecimiento (DAP, altura y cobertura) usando un modelo de regresión lineal.

Para los agregados seleccionados de forma aleatoria estratificada se aplicará un modelo de regresión lineal en la cual se identifique si la distancia al bosque es un factor que afecte la diversidad y riqueza de los núcleos.

Para poder comparar la riqueza de las coberturas vecinas; Helechal al norte del predio, Bosque de referencia al Oriente y Predio en restauración en el sur del predio, se recopilará información en parcelas tipo Gentry modificada (10 x 10 m)

donde se utilizará la metodología de línea intercepto, la cual permite medir la vegetación de forma rápida. Se usaron estas parcelas porque ya habían sido establecidas para estudios previos (Echeverry 2018; ERE 2014; Mateucci et al. 1982).

Para esta etapa se medirá la riqueza de especies, donde se va hacer una prueba t que permitirá comparar cada área, posteriormente se aplicara el índice de complementariedad propuesto por Colwell y Coddington (1994), con el fin de determinar que tan similares son las áreas vecinas con el predio intervenido con la estrategia de restauración para la eliminación del helecho marranero.

## Bibliografía

Colwell, R. K. Y J. A. Coddington. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, 345: 101-118.

Eilu, G., & Obua, J. (2005). Tree condition and natural regeneration in disturbed sites of Bwindi Impenetrable Forest National Park, southwestern Uganda. *Tropical Ecology*, 46(1), 99-112.

Matteuci, S. D. & A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría de la Organización de los Estados Americanos, OEA, Washington D.C. 163 p (Serie Biología; no. 22).

Moreno, C. E. (2001). Manual de métodos para medir la biodiversidad (No. Sirsi) i9789688345436). Universidad Veracruzana..

Prado, L. F. (2005). Apendice 1. Listade referencia de indicadores para la evaluación y seguimiento.

Rangel-Ch, O., & Lozano-C, G. (1986). Un perfil de vegetación entre La Plata (Huila) y el volcán del Puracé. *Caldasia*, 503-547.

Rangel, J., y Velásquez, A. 1997. Métodos de estudio de la vegetación. Pages 59–87. In: Colombia. Diversidad Biótica II. Editorial Guadalupe, Bogotá, Colombia.

Stohlgren, T. J., Falkner, M. B., & Schell, L. D. (1995). A modified-Whittaker nested vegetation sampling method. *Vegetatio*, 117(2), 113-121.

