

Impacto de la especie invasora *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon sobre la composición, la germinación y el establecimiento de plántulas en un bosque montano bajo.

Trabajo de grado del estudiante Jonatan Castro Hernández para optar al título de Biólogo

**Asesora
Cristina López Gallego
Profesora Instituto de Biología**

Autoría: Jonatan Castro Hernández

**Facultad de Ciencias exactas y Naturales
Instituto de Biología**

**Universidad de Antioquia
Medellín, Colombia
Febrero de 2013**

Dedicatoria

Para la familia...

Agradecimientos.

Infinitas y difícilmente remuneradas gracias a mi familia: a Mi papa, Mi mama, Mi hermanita, a Aleja, a Diego Gómez, sin los cuales hubiera sido imposible esto.

A la Universidad de Antioquia por ser aquel lugar mágico que me abrió los ojos al mundo de la academia.

A Diego Ezau por su constante acompañamiento a las salidas de campo y sus oportunas observaciones durante el desarrollo del proyecto.

A la profesora Cristina por su asesoría constante y al grupo de investigación EECO, Lina, Alejo, Joha, David y Deysi Carmona por su acompañamiento en las salidas de campo.

Al personal del Herbario de la Universidad de Antioquia HUA, a Wilson, a Francisco Javier, al profesor Felipe Cardona por permitir usar las instalaciones de tan sublime lugar.

Al instituto de Biología y todos sus profesores que me permitieron apreciar la inmensidad de la naturaleza y lo hermoso de la Biología.

Al profesor Gabriel Colorado por su ayuda en el análisis de los datos y al profesor Jhon Jairo Ramírez por su aliento en momentos difíciles de inseguridad.

Al CODI por la financiación del proyecto

A la empresa la cimarronas ESP, por cofinanciar esta investigación. A su gerente Oscar García y al guardabosque don Eliecer Betancur.

Al presidente del acueducto de la Aurora Hernán Ramírez.

A todos aquellos que se vincularon directa o indirectamente en el desarrollo de este proyecto y en general a todos con quienes compartimos tintos y tertulias en la Universidad. Todas las gracias!!!

Contenido

Dedicatoria	2
Agradecimientos	3
Resumen	7
Índice de figuras	6
1. INTRODUCCIÓN	8
1.1 Especies invasoras y su impacto en la biodiversidad	8
1.2 Características de los ecosistemas que le confieren susceptibilidad ante una invasión.....	8
1.3 Características de <i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon que la constituyen una especie invasora.	9
1.4 Restauración ecológica.	10
1.5 Características de la restauración ecológica	11
2. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN.	13
Hipótesis/Predicción 1.....	14
Hipótesis/Predicción 2.....	14
Justificación.	14
3. OBJETIVOS.	15
3.1 Objetivo general.	15
3.2 Objetivos específicos.	15
4. MATERIALES Y MÉTODOS.	16
4.1 Área de estudio y sitios de muestreo.....	16
4.2 Establecimiento de parcelas para comparar la composición de la comunidad de plántulas entre sitios de helechal y potrero.....	17
4.3 Experimento de germinación y establecimiento de plántulas en sitios de helechal y potrero.....	19
5. RESULTADOS	21

5.1 Composición de la comunidad de plántulas en sitios de helechal y potrero. .	21
5.2 Germinación y establecimiento de plántulas en sitios de helechal y potrero .	22
6. DISCUSION.....	25
6.1 Conclusiones y recomendaciones.	26
7. ANEXOS	28
Anexo 1. Descripción de las especies seleccionadas.....	28
Anexo 2. Procedimiento de recolección	30
Anexo 3. Descripción de los tratamientos.....	32
Anexo 4. Comportamiento de las especies durante el experimento de germinación.	32
8. BIBLIOGRAFÍA CITADA	35

Índice de figuras

Figura 1. Mapa político del El Carmen de Viboral señalando las veredas donde se realizó el estudio. Los círculos rojos señalan las veredas La Aurora, La Chapa y Boquerón en orden descendente.	16
Figura 2. Establecimiento de parcelas temporales para estudiar la composición de plántulas en (a) potreros y (b) helechales.	17
Figura 3. Establecimiento de los experimentos de germinación en (a) bandeja helechal, (b) suelo helechal, (c) suelo potrero y (d) bandeja potrero.	19
Figura 4. Análisis del DCA para la composición de especies de la comunidad de plántulas de áreas invadidas por <i>P arachnoideum</i> vs áreas de potrero.	21
Figuras 5, 6, 7, 8 9 y 10 Número promedio de plántulas para 16 semanas en tratamientos de helechal y potrero para <i>S torvum</i> , <i>C hirsutum</i> , <i>A pennellii</i> , <i>A popayanensis</i> , <i>V. baccífera</i> y <i>Rubus</i> sp respectivamente	23

Resumen

La pérdida de cobertura de áreas de bosques causada por la expansión de la frontera agrícola, la fragmentación de bosque y las especies invasoras, son hoy en día los principales factores que contribuyen a la pérdida de diversidad biológica. Ante este panorama de pérdida de cobertura de bosques y susceptibilidad a la colonización por parte de especies invasoras, se estudiaron posibles impactos generados por la especie *Pteridium arachnoideum*. El establecimiento de colonias de *P arachnoideum* representa graves impactos sobre las áreas invadidas; ya que puede influenciar la dinámica sucesional, haciéndola más lenta o simplemente impidiéndola. El impacto de esta especie sobre la sucesión del bosque podría estar relacionado con características como el crecimiento indeterminado de rizoma y la acumulación de biomasa producto de la caída de las frondas, además de la producción de metabolitos secundarios que son alelopáticos entre otros, atributos que la convierten en una especie invasora altamente competitiva, desplazando especies nativas de las áreas que coloniza.

Sobre áreas de bosque montano bajo de El Carmen de Viboral se establecieron 18 parcelas en áreas cubiertas por *P arachnoideum* y potreros sin esta cobertura, para responder a la pregunta de investigación: ¿Difiere la composición de plántulas en áreas invadidas por *P. arachnoideum* con la composición en áreas sin esta invasión? Asimismo se seleccionaron semillas de seis especies pioneras para la realización de un experimento de germinación y determinar el comportamiento de estas especies frente a la invasión de *P arachnoideum* y así dar respuesta a la segunda pregunta de investigación: ¿Ejerce la cobertura de *P. arachnoideum* influencia alguna sobre la probabilidad de germinación de semillas y la supervivencia de plántulas en un bosque montano bajo en regeneración? Tanto en el muestreo observacional como en el experimental, los datos sugieren que el helechal no ejerce algún efecto aparente sobre la germinación de semillas y el establecimiento de plántulas, excepto para la especie (*Rubus sp*). Un impacto bajo del helecho sobre la comunidad de plántulas en la regeneración del bosque en estos sitios podría ser el resultado de colonias jóvenes que no han degradado significativamente el ambiente, pero mas estudios son necesarios para determinar posibles efectos de la presencia de la especie invasora sobre la regeneración del bosque.

Palabras clave: *Pteridium arachnoideum*, helechal, biomasa, potrero, germinación, composición, plántulas, restauración ecológica, sucesión secundaria,

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Especies invasoras y su impacto en la biodiversidad

Las especies invasoras son especies no nativas, introducidas de manera accidental o deliberada fuera de su hábitat natural, ocupando nuevas áreas donde se establecen, proliferan y persisten (Shibu *et al.* 2009, Radosevich *et al.* 2007). Estos nuevos organismos pasan a dominar de manera creciente extensas áreas reemplazando de manera sistemática la diversidad de las comunidades autóctonas (Gutiérrez 2006).

Uno de los principales atributos de un invasor exitoso es tener una eficiente capacidad de dispersión, la cual en la mayoría de los casos se encuentra íntimamente relacionada al flujo de grupos humanos (Godfray & Crawley 1998). Intencionalmente o no, los humanos han servido de facilitadores al movimiento de miles de especies, aumentando la tasa global de migraciones, generando interacciones entre especies, poblaciones y comunidades naturales, las cuales por medios naturales jamás hubieran interactuado (Gutiérrez 2006).

Existe evidencia de que las introducciones generan impactos a la biota nativa, que inicialmente pueden ser muy leves, pero que a largo plazo llegan a causar la extinción de especies nativas por competencia de recursos, depredación, transferencia de patógenos, hibridación y/o alteración del hábitat. (Gutiérrez 2006). Por lo anterior las especies invasoras son consideradas como la segunda causa de pérdida de la biodiversidad, después de la fragmentación y pérdida de hábitat (Shibu *et al.* 2009).

Los principales impactos de las especies invasoras sobre los ecosistemas pueden clasificarse en dos grupos: los primeros son aquellos que afectan la estructura y, los segundos los que afectan los atributos funcionales de los ecosistemas. Entre los primeros se destacan la homogenización del paisaje, la exclusión de especies nativas y la incorporación de patógenos propios del elemento invasor (Gutiérrez 2006). Por otra parte, los impactos más importantes sobre los aspectos funcionales del ecosistema tienen que ver con la modificación de las relaciones tróficas, los regímenes de disturbios, la interacción sustrato-planta-animal y la alteración de los servicios del ecosistema entre otros (Rodríguez 2001).

1.2 Características de los ecosistemas que le confieren susceptibilidad ante una invasión.

El éxito de determinada invasión depende tanto de las características de la especie invasora como del sistema invadido (Case 1996). Se ha sugerido que la

diversidad de la localidad receptora no explica por sí sola la variabilidad en el éxito de la invasión (Case 1996). Así, un ambiente perturbado es el escenario ideal para que determinada especie invasora se establezca; ya que la perturbación implica una homogenización de los hábitats lo que les confiere cierta vulnerabilidad para ser invadidos (Quentin *et al.* 2001). Adicionalmente, algunos estudios sugieren que un ambiente con mayor biodiversidad o con sus relaciones tróficas más conservadas, será menos susceptible a una invasión que aquel que se encuentre degradado y con menor biodiversidad (Case 1991; Rodriguez 2001; Rejmánek 1996). En el caso de invasiones por plantas, es posible que la rápida recuperación sucesional en ambientes húmedos tropicales sea el factor limitante, ya que pocas especies exóticas pueden competir con especies pioneras tropicales adaptadas a la dinámica de las perturbaciones locales (Rejmánek 1996).

1.3 Características de *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon que la constituyen una especie invasora.

Las especies del genero *Pteridium* Gled. ex Scop., son helechos terrestres de la familia Dennstaedtiaceae que crecen en colonias cuyas frondas pueden alcanzar los 4.5m. Poseen tallos subterráneos, largos, delgados y rastreros, cubiertos de pelos sin escamas. Presentan una alta producción de esporas muy pequeñas que son dispersadas barocórica y autocóricamente que facilitan su dispersión a grandes distancias. Todas las frondas que desarrollan son fértiles y, una vez liberadas las esporas estas frondas mueren y caen sobre el sustrato acumulando gran cantidad de biomasa (Ghorbani 2006).

Las especies de *Pteridium* son capaces de crecer sobre un amplio rango de condiciones de suelo, las cuales fluctúan entre pH de 2.8 hasta 8.6, además los gametofitos de *Pteridium* son capaces de colonizar nuevas áreas inmediatamente después de algún incendio u otras recientemente perturbadas, raramente se observa en otras circunstancias (Le Duc *et al.* 2007). Cuando *Pteridium* es dominante, desarrolla una profunda litera sobre la superficie del suelo, la cual protege los rizomas de la desecación (Ghorbani *et al.* 2006). Una colonia de helecho establecida puede contabilizar cerca de 300 toneladas por hectárea en peso fresco. Además las colonias de *Pteridium* pueden poseer cerca de 1500 nudos vegetativos dormantes por metro cuadrado además de sobrevivir a podas anuales durante 20 años (Le Duc *et al.*, 2007).

P. arachnoideum comúnmente llamada “helecho marranero” es catalogada como una especie altamente invasora (I3N 2011 *Pteridium aquilinum*). La especie

presenta una distribución cosmopolita estando presente en todos los continentes menos en la Antártida, ocupando tanto zonas templadas como tropicales y creciendo sobre áreas desde el nivel del mar hasta altitudes que superan los 3000m. Para el I3N *P. arachnoideum* reporta un riesgo de invasión del 5.74, lo cual indica que es una especie de alto riesgo de invasión en Colombia (I3N 2011).

A pesar de que *P. arachnoideum* sea considerada una especie invasora, esta es recomendada en algunas guías de restauración como especie útil para establecer y regenerar suelos altamente degradados como los resultantes de minería a suelo abierto, ya que crece en suelos compactados y acidificados sobre laderas bajas actuando como precursor leñoso y formador de suelo (Lozada *et al.*2006). *P. arachnoideum* es usado artesanal y ornamentalmente. En Europa se cosechaba y quemaba para producir potasa, también se utilizaba para techar y para numerosos otros fines. En varias culturas se come y se utiliza como medicinal. En Colombia se emplea para quemar la piel de los cerdos durante las festividades decembrinas (I3N-Colombia *P. aquilinum*). Las frondas juveniles son consumidas por el ganado, produciendo perdidas económicas graves en la industria lechera debido a la acumulación de sustancias tóxicas y carcinogénicas en la leche (Alonso-Amelot 1999). Ya que es una especie con ancestrales vínculos con los humanos, estos contribuyen eficazmente a su dispersión. Una dispersión incontrolada de esta especie podría conllevar al deterioro de aquellas áreas donde se establece exitosamente (Silva Matos *et al.* 2010)

Se ha sugerido que *Pteridium arachnoideum* tiene un gran potencial invasivo, el cual es el resultado de su tolerancia al estrés y las perturbaciones ambientales (Ramirez *et al.* 2007). Esta alta tolerancia a las perturbaciones está asociada a una combinación de características morfológicas y fisiológicas, entre las que destacan: un sistema de rizomas subterráneos largos y longevos que se ramifica indefinidamente (Ramirez *et al.* 2007), además una efectiva actividad alelopática y antidepresiva resultante de la producción de metabolitos secundarios entre los que destacan glucósidos cianogénicos, flavonoides y tiaminasa (enzima que descompone la tiamina o vitamina B1) (Alonso-Amelot, 1999).

1.4 Restauración ecológica.

La restauración ecológica se define como el proceso de acelerar la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado. El objetivo final es recrear un ecosistema autosuficiente capaz de recuperarse después de perturbaciones naturales (Harper *et al.* 1999). La restauración ecológica puede ser natural o

asistida, aunque ambas representan contextos particulares, las dos tienen como objeto:

- Restaurar el equilibrio biológico de los diferentes ecosistemas.
- Permitir el incremento de poblaciones naturales de determinado recurso para evitar su extinción.
- Proveer el incremento de especies nativas en beneficio de los habitantes de la región en particular y del país en general.

Plantaciones y bosques restaurados pueden mejorar los servicios de los ecosistemas y mejorar la conservación de la biodiversidad, pero su estructura y composición podría no coincidir con la cobertura forestal original (Sánchez et al.2005). Enfoques para la restauración de los ecosistemas forestales dependen en gran medida de los niveles de degradación de los bosques y el suelo, la vegetación remanente, y los resultados deseados de la restauración (Sánchez et al.2005). Uno de los principales enfoques que se ha usado en la restauración de bosques ha sido la regeneración asistida, donde se implementan acciones para asistir la regeneración natural del bosque (desde el proceso de dispersión de propágulos hasta su establecimiento en las fases de sucesión del bosque)

1.5 Características de la restauración ecológica

Los relictos o fragmentos de bosque remanentes albergan una porción significativa de la diversidad de especies dentro de estos paisajes (Harvey et al.2000) y constituyen importantes fuentes de semillas para la recuperación de la vegetación boscosa en áreas aledañas (Nepstad et al1996). Las probabilidades de redistribución de las semillas durante el proceso de post-dispersión, pueden estar determinadas por las características del sitio donde ocurrió el arribo, la naturaleza de factores bióticos y abióticos que actúan sobre las semillas y sus interacciones con estos factores (Chambers y Macmahon 1994). La acción de dichos factores sobre el patrón de dispersión puede determinar una mayor pérdida de semillas por predación o por muerte física, incrementar sus probabilidades de germinación o, facilitar su incorporación al banco de semillas del suelo. (Ghorbani et al, 2006).

La baja supervivencia de las plántulas en áreas abiertas posiblemente sea consecuencia de la competencia severa con los pastos u otras especies con tasas elevadas de crecimiento, las cuales pueden cubrir totalmente las plántulas e impedir su crecimiento y desarrollo como ha sido reportado para otras especies

evaluadas en pastizales abandonados (González y Fisher 1994). La mortalidad dependiente de la densidad, las condiciones microclimáticas, la disponibilidad de nutrientes, la competencia con la vegetación preexistente y la herbivoría son los principales factores que determinan el establecimiento de las plántulas que llegaran a estadios mayores de desarrollo en ambientes naturales o antrópicos. (Pearson et al. 2002).

2. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN.

P. arachnoideum es una especie invasora oportunista que se encuentra invadiendo áreas que recientemente hayan perdido parte de su cobertura original, estableciéndose rápidamente y propagándose con bastante eficiencia (Ramirez *et al.* 2007). Por lo tanto invertir esfuerzos en entender cómo se comporta esta especie y cuando coloniza áreas de bosque degradado, constituyen herramientas importantes al momento de seleccionar áreas que sean potencialmente restaurables.

Los procesos de regeneración de la vegetación nativa podrían limitarse en áreas con la presencia de *P. arachnoideum*, ya que las colonias de helechos podrían alterar los procesos de dispersión de semillas, la germinación o el establecimiento de plántulas. Diversos investigadores coinciden que características de *P. arachnoideum* como rizomas profundos que sobreviven al fuego (Flinn, 1977) y forman un tejido denso que dificulta el crecimiento de otras especies (Marrs & Watt. 2006), le confieren al helecho atributos de especie invasora que podría tener efectos drásticos sobre las comunidades invadidas.

En este estudio exploramos si el helecho invasor *P. arachnoideum* presentaba alguna influencia sobre la composición de especies de la comunidad de plántulas que se establece durante la sucesión secundaria. Además examinamos si la cobertura de la especie invasora *P. arachnoideum* tenía algún tipo de relación sobre la probabilidad de germinación de semillas y el establecimiento de plántulas de especies pioneras presentes en la regeneración del bosque. Esta información permite entender más acerca del contexto de esta invasión además de sus implicaciones para la restauración ecológica de áreas de bosques perturbadas y colonizadas por *P. arachnoideum*.

Para el desarrollo de este estudio abordamos las siguientes preguntas de investigación:

Pregunta 1. ¿Difiere la composición de plántulas en áreas invadidas por *P. arachnoideum* con la composición en áreas sin esta invasión?

Pregunta 2. ¿Ejerce la cobertura de *P. arachnoideum* influencia alguna sobre la probabilidad de germinación de semillas y la supervivencia de plántulas en un bosque montano bajo en regeneración?

Para responder las preguntas anteriores se formularon las siguientes hipótesis y predicciones:

Hipótesis/Predicción 1.

Si la composición de especies de la comunidad de plántulas en una sucesión secundaria es alterada por la cobertura de la especie invasora *P. arachnoideum* al evitar que algunas especies de la regeneración natural se establezcan exitosamente, entonces la comunidad de plántulas en sitios colonizados por la especie invasora tendrá menos especies y su composición será diferente a la composición de la comunidad de especies de plántulas encontrada en áreas no invadidas.

Hipótesis/Predicción 2.

Si la cobertura de *P. arachnoideum* ejerce una influencia negativa sobre la probabilidad de germinación de semillas y la supervivencia de plántulas en la sucesión secundaria del bosque, entonces el número de plántulas de las especies pioneras típicas de la sucesión del bosque será menor en áreas invadidas por *P. arachnoideum* que la ocurrida en áreas sin la invasión.

Justificación.

Datos del I3N 2011 indican que la especie *Pteridium arachnoideum* presenta un alto riesgo de invasión para ecosistemas perturbados en Colombia (I3N 2011). Por lo anterior es importante entender con más detalle el comportamiento de esta especie en escenarios de invasión, además de la reacción de los ecosistemas ante invasiones biológicas de este tipo. Se pretendió estudiar entonces, aquellas especies que tengan la capacidad de germinar y establecerse exitosamente sobre áreas invadidas por el helecho *P. arachnoideum*. Esta especie se encuentra comúnmente asociada a áreas con algún grado de perturbación y probablemente se encuentra influenciando la dinámica sucesional, haciéndola más lenta o simplemente impidiéndola. Al analizar el contexto de sucesión ocurrido en áreas donde esta especie está presente, se podrían generar recomendaciones de manejo específicas para la restauración de áreas que se encuentren cubiertas por este helecho.

3. OBJETIVOS.

3.1 Objetivo general.

Caracterizar posibles impactos del helecho invasor *Pteridium arachnoideum* sobre la regeneración de la comunidad de plantas en un bosque montano bajo.

3.2 Objetivos específicos.

- Establecer si la composición de especies de la comunidad de plántulas en áreas invadidas por *P. arachnoideum* varía respecto a la composición en áreas sin esta cobertura.
- Comparar el establecimiento de plántulas de algunas especies pioneras presentes entre áreas invadidas por *P. arachnoideum* y áreas donde el helecho no está presente.
- Realizar sugerencias en cuanto al manejo de poblaciones del helecho *P. arachnoideum* al momento de establecerse sobre áreas de bosque con algún grado de perturbación

4. MATERIALES Y MÉTODOS.

4.1 Área de estudio y sitios de muestreo



Figura 1. Mapa político del El Carmen de Viboral señalando las veredas donde se realizó el estudio. Los círculos rojos señalan las veredas La Aurora, La Chapa y Boquerón en orden descendente.

Esta investigación se llevó a cabo en el municipio del Carmen de Viboral, ubicado al oriente de Antioquia sobre las coordenadas $06^{\circ}05' N 75^{\circ}20' O$, sobre el valle de San Nicolás. El municipio tiene una extensión de 448 km^2 divididos políticamente en 57 veredas en un rango altitudinal que va desde los 800 hasta los 3000.msnm. (GELT 2013, en línea). Este estudio se desarrolló sobre tres veredas: La Aurora, La Chapa y Boquerón (Fig 1). Estas veredas corresponden a regiones de bosque pluvial montano bajo, según las zonas de vida de Holdridge, con una temperatura media anual de 17°C .

Las áreas de estudio son sistemas agro-pastoriles con una historia de uso de más de 50 años donde se encuentran bosques secundarios levemente intervenidos adyacentes a una matriz de potreros activos. Para este estudio se establecieron tres sitios de muestreo donde se identificaron dos diferentes tipos de cobertura tanto de helechales como de potreros. En estos sitios se podía distinguir el inicio de una sucesión secundaria en áreas abiertas donde *P. arachnoideum* se

encontraba establecido y áreas abiertas sin presencia del helecho.

4.2 Establecimiento de parcelas para comparar la composición de la comunidad de plántulas entre sitios de helechal y potrero.



Figura 2. Establecimiento de parcelas temporales para estudiar la composición de plántulas en (a) potreros y (b) helechales.

Para explorar la predicción de que la comunidad de plántulas en sitios colonizados por *P. arachnoideum* tendrá menos especies que áreas sin su cobertura,

influyendo de esta manera sobre la composición de especies; se realizó un muestreo observacional. Para este muestreo se establecieron parcelas sobre áreas que presentaban cobertura del helecho y sobre áreas que no la presentaban. En estas áreas se definieron dos tratamientos de tipo de cobertura: **Helechal (H)** y **Potrero (P)**. Sobre estos tratamientos de tipo de cobertura se establecieron parcelas temporales de 10m por 10m. Tres parcelas en cada tipo de cobertura para cada una de las tres veredas de estudio, estableciendo un total de 18 parcelas.

Las parcelas se nombraron de la siguiente manera: Helechal 1 de Boquerón **B1H**, helechal 2 Boquerón **B2H** y helechal 3 Boquerón **B3H**; los 3 potreros de la vereda Boquerón se asignaron desde **B1P** hasta **B3P**. Para la vereda La Aurora los helechales quedaron desde **A1H** hasta **A3H**, mientras que los potreros desde **A1P** hasta **A3P**. Para la vereda La Chapa quedaron desde **C1H** hasta **C3H** los helechales y, los potreros desde **C1P** hasta **C3P**.

El muestreo se realizó entre los meses de Junio y Diciembre de 2012. Sobre cada parcela se colectaron todas las plántulas con un DAP inferior a 1 cm. Las plántulas se colectaron con tijeras podadoras y se almacenaron en bolsas plásticas rotuladas. Las plántulas fueron prensadas, alcoholizadas y puestas a secar en el taller del herbario HUA. El material seco se puso en congelación durante 6 días en el herbario HUA. Sobre el material seco se realizó la identificación de las plántulas colectadas.

Se determinó la composición florística de áreas colonizadas por *Pteridium arachnoideum* y áreas sin el helecho para cada una de las parcelas establecidas. Para comparar la composición de la comunidad de plántulas entre sitios con y sin la presencia del helecho, se realizó un análisis de correspondencia tipo DCA utilizando el programa PAST (Hammer 1999-2011). El análisis DCA genera gráficos de ordenamiento de las parcelas de estudio agrupándolas de acuerdo a su similaridad en la composición de especies.

4.3 Experimento de germinación y establecimiento de plántulas en sitios de helechal y potrero.



Figura 3. Establecimiento de los experimentos de germinación en (a) bandeja helechal, (b) suelo helechal, (c) suelo potrero y (d) bandeja potrero.

Para explorar la predicción de que la tasa de germinación y la de supervivencia de plántulas pioneras en sucesión secundaria será menor en áreas colonizadas por *P. arachnoideum* que la reportada en áreas donde el helecho no está presente, se realizó un experimento de germinación. Este experimento se estableció sobre uno de los sitios de estudio para la composición de especies de la comunidad de plántulas (vereda La Chapa). El experimento se monitoreó durante los meses de Julio, Agosto, Septiembre, Octubre y Noviembre del año 2012.

Para este experimento se seleccionaron las semillas de seis especies pioneras comunes de los bosques de la región. Las especies seleccionadas fueron: *Solanum.torvum*, *Coccosyosilum hirsutum*, *Aegiphila pennellii*, *Vismia baccifera*, *Rubus sp* y *Ageratina popayanensis* (ver anexo 1 descripción de las especies). Los individuos seleccionados para la recolección de semillas fueron plantas adultas que se encontraban en estado de fructificación (ver anexo 2 procedimientos de recolección).

En el sitio donde se realizó el experimento se eligieron tres zonas para cada uno de los dos tratamientos de tipo de cobertura Helechal (H) y Potrero (P). En cada sitio se establecieron 2 parcelas temporales de 5m X 5m, para un total de 6 parcelas. En cada parcela se definieron 3 tratamientos de siembra: Bandeja (TsB), Suelo (TsS) y Bandeja mixta (TsM). (ver anexo 3 descripción de los tratamientos) Semanalmente durante cuatro meses las parcelas se monitorearon para registrar el número de plántulas presente en cada tratamiento de siembra. Este número de plántulas fue una combinación de los procesos de germinación y mortalidad de plántulas durante los periodos entre los censos. Los resultados se presentan como el cambio en el número de plántulas durante las 16 semanas de monitoreo.

Para comparar el número de plántulas entre los tratamientos de tipo de cobertura se realizó un análisis de modelo general lineal de medidas repetidas. En este modelo se incluyó el efecto del sitio de muestreo, mas no el efecto del tratamiento de siembra (bandeja, suelo, bandeja mixta), pues análisis preliminares sugirieron que el tratamiento de siembra no presentaba ningún efecto sobre el número de plántulas registradas (excepto para la especie *Solanum torvum*). Estos análisis se realizaron usando el paquete estadístico SPSS 18 (IBM SPSS Statistics versión 18).

5. RESULTADOS

5.1 Composición de la comunidad de plántulas en sitios de helechal y potrero.

En general se observa que la composición de especies de la comunidad de plántulas no puede diferenciarse claramente entre sitios de helechal y de potrero. Existe una leve tendencia de los potreros a agruparse hacia el extremo derecho y los helechales hacia la derecha de la gráfica, pero los helechales y los potreros se agrupan según el sitio (Figura 4). Por ejemplo, todos los helechales del sitio de La Aurora (A1H, A2H y A3H) se agruparon en centro del gráfico y fueron los helechales que más se parecieron entre sí. Sin embargo, algunos potreros son muy similares en su composición de especies aunque no estén en el mismo sitio, como el caso de B3P y C1P y de los potreros B2P y C3P.

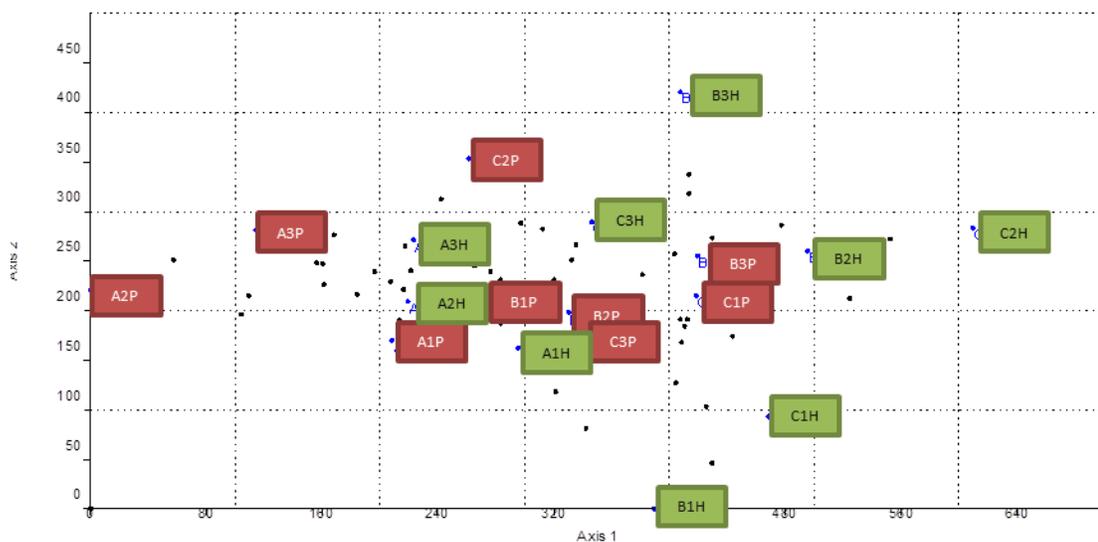


Figura 4 .Análisis del DCA para la composición de especies de la comunidad de plántulas de áreas invadidas por *P arachnoideum* vs áreas de potrero.

5.2 Germinación y establecimiento de plántulas en sitios de helechal y potrero

Especie	Efecto	g.l.	F	P
<i>Solanum torvum</i>	Sitio	2	,317	,735
	Tratamiento	1	,388	,543
	Sitio * Tratamiento	2	,074	,929
<i>Aegiphila pennellii</i>	Sitio	2	2,044	,275
	Tratamiento	1	,001	,973
	Sitio * Tratamiento	1	,163	,713
<i>Coccospsilum hirsutum</i>	Sitio	2	,323	,733
	Tratamiento	1	,892	,373
	Sitio * Tratamiento	2	1,251	,337
<i>Ageratina popayanensis</i>	Sitio	2	,783	,489
	Tratamiento	1	,005	,944
	Sitio * Tratamiento	2	,000	1,000
<i>Vismia baccifera</i>	Sitio	2	,765	,629
	Tratamiento	1	6,857	,120
<i>Rubus sp.</i>	Tratamiento	1	29,642	,032

Tabla 1 Análisis estadístico del número de plántulas germinadas de 6 especies pioneras durante 16 semanas en el Carmen de Viboral.

Para la mayoría de las especies usadas en el experimento, el tipo de cobertura de helechal o potrero y el sitio del experimento no tuvieron efecto sobre el número de plántulas presentes (Tabla 1). Para las especies *S.torvum*, *C. hirsutum*, *A. pennellii*, *V. baccifera* y *A. popayanensis* el número de plántulas presentes varía en el tiempo, pero no entre el tipo de cobertura de helechal o potrero (Figuras 4, 5, 6, 7 y 8).

Fig 4. *Solanum torvum*

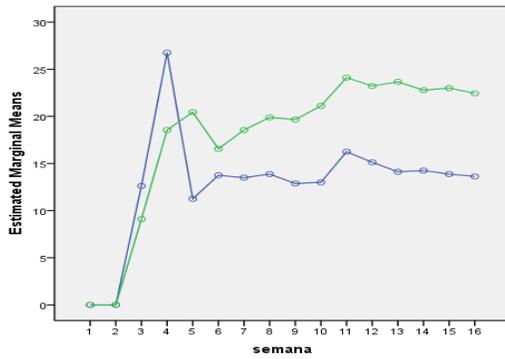


Fig 5. *Coccosyplium hirsutum*

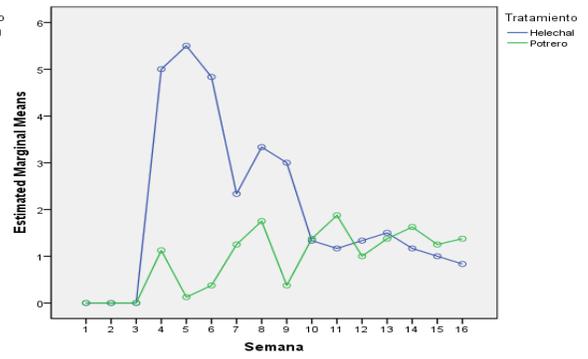


Fig 6. *Aegiphilla pennellii*

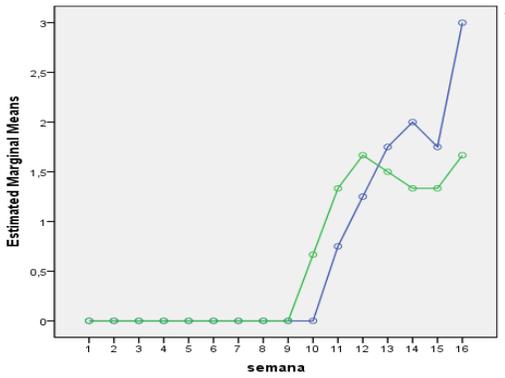


Fig 7. *Ageratina popayanensis*

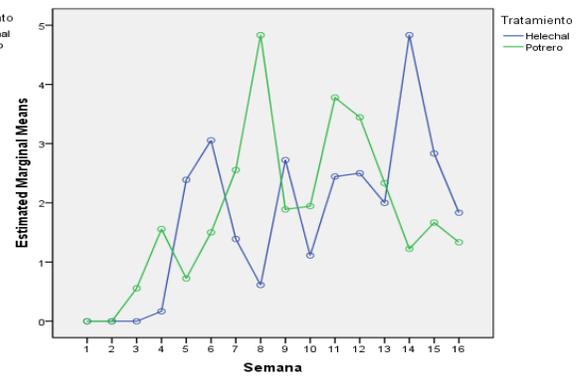


Fig 8. *Vismia baccifera*

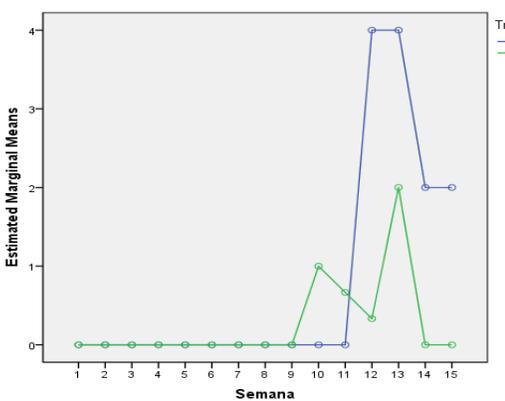
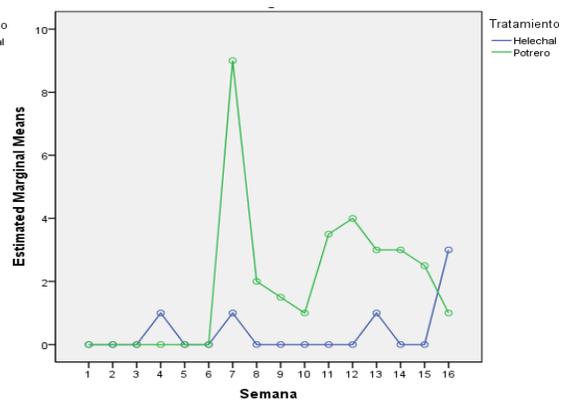


Fig 9. *Rubus sp*



Figuras 2, 6, 7, 8 y 9 y 10 Número promedio de plántulas para 16 semanas en tratamientos de helechal y potrero para *S torvum*, *C hirsutum*, *A pennellii*, *A popayanensis*, *V. baccifera* y *Rubus sp* respectivamente

Para la especie *Rubus sp* existen diferencias significativas entre los dos tratamientos de tipo de cobertura (Tabla 1). Para *Rubus sp* el número de plántulas en áreas de potrero tiende a ser mayor que sobre el helechal (Figura 9)

En el Anexo 4 se presentan detalles sobre el comportamiento de germinación de cada especie durante el tiempo de muestreo del experimento.

6. DISCUSION

El objetivo principal de este estudio fue caracterizar posibles impactos que la especie invasora *Peridium arachnoideum* ejerce sobre la regeneración del bosque en áreas de bosque pluvial montano bajo. En general se encontró que la presencia del helecho *P. arachnoideum* sobre las áreas evaluadas no tuvo un efecto evidente sobre la comunidad de plántulas estableciéndose dentro de la regeneración del bosque. Asimismo, la germinación de semillas y el establecimiento de plántulas parecen no estar relacionados con la presencia del helecho, esto para cinco de las seis especies tratadas. Estas tendencias podrían resultar de un impacto relativamente pequeño del helecho sobre el ambiente donde establece colonias, al tiempo que se observó que cada especie presenta un comportamiento de germinación y establecimiento particular (Hooper, 2002).

Algunos estudios han reportado efectos negativos del helecho *P.arachnoideum* sobre las comunidades invadidas (Frankland 1976; Galtress, K. 2001; Ghorbani 2006; Alonso.Amelot 2009). En el presente estudio la hipótesis de que el helecho podría afectar la regeneración del bosque no está bien soportada. Si bien estos resultados no soportan la hipótesis planteada, si son congruentes con algunos estudios previos que indican que los helechales no impiden el crecimiento, germinación y desarrollo de semillas y plántulas (Galtress, K. 2001). Esto podría deberse a que los helechales permiten el mantenimiento de altos niveles de humedad, mejoran la disponibilidad de materia orgánica y su sombra protege a las plántulas de la desecación (Ghorbani 2006).

Los resultados obtenidos en este estudio indican que la composición de plántulas no está influenciada por la colonia del helecho. La composición de los fragmentos de bosque aledaños parece ser la que direcciona la composición en áreas perturbadas. Este patrón podría ser el resultado de una influencia de la matriz de bosque adyacente sobre la repoblación de estas áreas por procesos tales como: lluvia de semillas, dispersión, banco de semillas entre otros. Otros investigadores han sugerido que la composición de especies encontrada sobre áreas cubiertas por *P arachnoideum* depende en gran medida del flujo de semillas y la composición reportada en el bosque circundante a las colonias del helecho (Ghorbani 2006, Navarro *et al.* 2006; Mehltreter 2010). En particular, la similaridad entre muchos de los sitios de muestreo podría ser el resultado de comunidades que comparten muchas especies que son categorizadas como generalistas. Estas especies poseen una alta tasa de dispersión, menor tamaño y alta producción de semillas, además pueden establecerse sobre una amplia variedad de ambientes (Pearson *et al.*2002).

En general se ha planteado que el principal efecto del helecho *P. arachnoideum* sobre la regeneración del bosque podría ser el resultado de la alteración de las condiciones del suelo que las colonias pueden causar (Ghorbani *et al.* 2006).

Además el helecho puede representar una barrera alelopática para la germinación de semillas de especies pioneras (Ghorbani *et al.*2006; Mehltreter, 2012). La acumulación de biomasa del helecho podría actuar como una barrera física para el establecimiento de semillas, además presenta un mayor impacto sobre la germinación si se ha acumulado durante largos periodos de tiempo (Ghorbani *et al.*2006). Es posible que en el experimento de este estudio la manipulación del sustrato o las condiciones en los helechales no representen un efecto importante para el establecimiento de plántulas en la sucesión.

Durante el establecimiento del experimento se removió la capa de hojarasca formada por las frondas en descomposición del helecho dejando expuesto el sustrato (fig 3 b y 3c). Esta manipulación podría haber atenuado los efectos del helecho sobre las plántulas, ya que la barrera más importante es la acumulación de biomasa y la imposibilidad de llegar rápidamente al sustrato las semillas (Frankland 1976). Por otro lado, en el presente estudio los helechales presentan colonias relativamente jóvenes, por lo tanto la capa de hojarasca no era muy grande. Es posible que esta pequeña capa de hojarasca del helecho resulte en que las semillas tengan mejores posibilidades de establecerse indistintamente tanto en helechales como en potreros. Para la mayoría de las especies pioneras usadas en este estudio, el helecho *P. arachnoideum* no tuvo un impacto sobre el número de plantas establecidas en áreas donde el helecho forma colonias (Tabla 1). Lo anterior es evidencia de que el helecho no altera las condiciones del suelo, por lo tanto la germinación en áreas de helechal es viable, así lo respalda Navarro *et al.* (2006). Es importante resaltar que si bien la germinación es posible en áreas colonizadas por helechos, es necesario que las semillas lleguen directamente al sustrato.

6.1 Conclusiones y recomendaciones.

Con respecto a la primera hipótesis, este estudio sugiere que no existe un efecto evidente del tratamiento helechal y potrero sobre la composición de la comunidad de plántulas que se establece en los sitios de estudio. La composición de la comunidad de plántulas parece ser similar al bosque particular encontrado en cada sitio de muestreo. Para la segunda hipótesis del estudio, se concluye que excepto para la especie *Rubus sp.*, no hay un efecto del tratamiento helechal o potrero sobre el número de plántulas presentes en la regeneración.

Se recomienda para estudios futuros, cuyo objetivo sea establecer la tasa de germinación y supervivencia de plántulas sobre áreas invadidas por *Pteridium*, usar semilleros donde las semillas y plántulas se puedan marcar. De esta manera se podría determinar exactamente el número de semillas germinadas y poder hacer un seguimiento más riguroso de la germinación y supervivencia de las plántulas.

Como sugerencias de manejo para áreas que presentan esta invasión, se recomienda cercar los bordes de los helechales para evitar su propagación hacia otras áreas (Navarro *et al.* 2006). Evitar rozar los helechales, ya que una colonia bien establecida puede tener hasta 1500 nudos dormantes por metro cuadrado de rizoma, incentivando así el rebrote de frondas más vigorosas y haciendo más difícil la erradicación de la colonia.

Se recomienda sembrar especies pioneras de rápido crecimiento directamente sobre los helechales para la formación rápida de un dosel y, de esta manera competir por luz con el helecho, ya que es una especie heliófila incapaz de establecerse en áreas sombreadas, lo cual diezmaría el tamaño de su colonia. También es útil la apertura de claros en los helechales como estrategia para que otras especies pioneras arriben y se establezcan naturalmente.

Estudios previos indican que las principales barreras en la germinación de plántulas sobre áreas de helechal la constituyen las barreras mecánicas como el crecimiento indeterminado de rizoma y la acumulación de biomasa producto de la caída de las frondas (Ghorbani *et al.* 2006). La identificación de las barreras que impiden el establecimiento de nuevas plántulas sobre áreas perturbadas es un paso importante a la hora de diseñar una metodología para restaurar áreas de bosque montano bajo invadidos por *Pteridium* (Navarro *et al.* 2006).

7. ANEXOS

Anexo 1. Descripción de las especies seleccionadas

Solanum torvum

Especie perteneciente a la familia solanácea Arbusto de 2 a 3m de altura, cubierto de pelos estrellados, armado de espinas rectas o algunas recurvadas; hojas escasamente lobadas, cubiertas con pelos estrellados; flores blancas, los pedicelos cubiertos de pelos estrellados, en cuyo centro presentan una glándula; anteras más o menos iguales, más angostas hacia el ápice; produce bayas esféricas con aproximadamente 200-250 semillas. Estas son semillas redondeadas, aplanadas lenticulares de 4 a 5mm de ancho y 0.5mm de grosor. Las bayas al madurar se tornan amarillas. Los frutos producidos son una común fuente de alimento para aves las cuales contribuyen a su dispersión. Son plantas de corta vida, aproximadamente 2 años (Pacific Island Ecosystems at Risk 2001). Planta común en sitios perturbados, potreros, plantaciones, orillas de camino. Crece mejor a sol abierto, pero puede soportar sombra parcial. No sobrevive bajo dosel cerrado.

Descripción de las Plántulas: Las plántulas recién germinadas de esta especie son fáciles de reconocer por lo que confundirlas con semillas que estuvieran germinando simultáneamente fue poco probable.

Los primordios foliares son opuestos simples, lanceolados, pubescentes, con un engrosamiento de tejido concentrado en el ápice de los mismos. Cuando las plántulas alcanzaron mayor tamaño se desarrollaron hojas alternas tenuemente lobadas con pubescencia de color púrpura y espinas pequeñas.

Coccocypsilum hirsutum

Planta perteneciente a la familia Rubiaceae. Hierba postrada o erecta, hasta de 1 metro de longitud, con abundante pubescencia distribuida por toda la planta. Hojas simples opuestas, ovadas a lanceoladas, enteras, estípulas interpeciolares persistentes. Inflorescencia en cabezuela terminal, algunas veces axilar. Flores con cáliz verde; corola blanca a morado claro. El fruto es una baya carnosa de color azul brillante, cáliz persistente; semillas circulares aplanadas de color marrón (Alzate et al.2012). Especie común en áreas perturbadas y zonas cercanas a fuentes de agua.

Descripción de las plántulas: Las plántulas de esta especie presentaban hojas simples opuestas, con indumento blanco abundante, y venación secundaria paralela, la cual partía desde la vena media hasta el margen de los primordios.

***Aegiphila pennellii* Moldenke**

Especie de la familia Lamiaceae. Árbol de 8 m de altura y 12 cm de diámetro, ramas anguladas lenticeladas, indumento pulberulento blanco distribuido por toda la planta, tallos ligeramente huecos. Hojas simples, opuestas decusadas, elípticas a oblanceoladas, de margen entero, haz verde oscuro, envés glauco amarilloso. La inflorescencia es una cima axilar o caulinar de pedúnculo corto. Flores pequeñas, con indumento blanco amarilloso, cáliz cupuliforme y acrescente en el fruto. Corola blanca o verdosa. El fruto de color blanco amarilloso, una drupa que almacena dos semillas. (Alzate *et al.*2012)

Descripción de las plántulas: Plántulas de 3 cm de altura, con hojas simples opuestas, suculentas, glabras, vena media rojiza y margen aserrulado, los dientes de color rojizo.

***Rubus* sp**

Especie perteneciente a la familia Rosaceae. Hierbas o sub-arbustos escandentes, tallos provistos de espinas cortas y pubescencia urticante. Hojas compuestas, alternas, trifoliadas, con estipulas. Los foliolos ampliamente ovados, margen finamente aserrado, con espinas prominentes recurvadas en el envés. La inflorescencia es una panícula axilar y terminal. Flores con sépalos verdes y pétalos blancos, con numerosos estambres de color verde o blanco. El fruto es una drupa compuesta, las drupeolas de color rojo y púrpura oscura al madurar (Alzate *et al.*2012), la semilla es de color café claro de 3mm de largo por 1,5mm de ancho.

Descripción de las plántulas: Las plántulas observadas de la especie *Rubus* sp fueron plántulas de 1 cm de altura, de primordios foliares pequeños (3mm) cordados y alternos, glabros.

***Ageratina popayanensis* (Hieron.) R.M King & H. Rob.**

Planta de la familia Asteraceae. Arbusto de hasta 3 m de altura, muy ramificado, tallos cuadrangulares con médula corchosa. Hojas simples opuestas, elíptico-

lanceoladas, dentadas, haz verde oscuro, envés claro, ásperas al tacto. Inflorescencias en capítulos densos dispuestos en corimbos compuestos, terminales o subterminales. Flores pequeñas blancas y fragantes. Frutos en aquenio con papus filamentoso, blanco a crema y marrón al madurar.

Especie endémica de Colombia distribuida desde los 1500 hasta los 3000 m de altitud. Especie muy abundante especialmente en áreas abiertas y rastrojos

Descripción de las plántulas: Las plántulas que se contaron presentaron las siguientes características: hojas simples, opuestas, enteras de color verde, tricomas traslucidos, de lámina cordada en el ápice que se acumina hacia la base del peciolo.

Vismia baccifera (L.) Triana & Planch.

Plantas de la familia Hypericaceae. Árboles o arbustos hasta de 16 m de altura y 20 cm de diámetro. Hojas simples opuestas, ovadas a lanceoladas, margen entero, indumento ferruginoso sobre el envés de las hojas. Inflorescencias en panículas cimosas, cubiertas por indumento ferruginoso, terminales o en ocasiones axilares. Flores cubiertas por indumento ferruginoso sobre el cáliz y pedúnculo, pétalos blancos a amarillentos, estambres amarillos (Alzate *et al.*2012). Los frutos son bayas carnosas verdes de consistencia dura que se ablandan al madurar tornándose morado oscuro. Las semillas son cilíndricas alargadas de color café cuando maduras. Presenta abundante látex naranja por todos los ejes de la planta.

Esta es una especie distribuida desde el sur de México hasta el norte de Brasil, entre los 800 y los 2800 m de altitud. Es una especie pionera de rápido crecimiento usualmente usada para proteger microcuencas y nacimientos de agua.

Anexo 2. Procedimiento de recolección

***Solanum torvum*:** se colectaron las bayas de 5 plantas de *S. torvum* que se encontraban en estado de maduración, las bayas se procesaron manualmente; sobre un recipiente con agua y con la ayuda de un cedazo se separaron las semillas; estas se almacenaron en sobres de papel en grupos de 100, divididos en sobres mas pequeños conteniendo 10 semillas. Se prepararon 1500 semillas almacenadas en 15 sobres.

Para cada tratamiento de siembra (Ts) y sobre cada tipo de cobertura (H o P) se emplearon 100 semillas, las cuales se sembraron en grupos de 10 y se marcaron con pajillas de color blanco.

Para el TsM se emplearon 20 semillas por cada parcela.

Coccosypsilum hirsutum: se colectaron las bayas maduras de 15 individuos adultos, a las cuales se les realizó una incisión para extraer las semillas (aproximadamente 15 semillas por baya) estas se almacenaron en sobres de papel. Con la ayuda de un estereoscopio se seleccionaron las más grandes y se almacenaron en sobres de papel en grupos de 100. Se sembraron grupos de 10 semillas cada 5cm sobre las coberturas H y P, en cada Tratamiento de siembra. Se marcaron con pajillas de color rojo.

Aegiphila pennellii Moldenke: se identificó un árbol de 12 m de altura en estado de fructificación y, con la ayuda de un cortaramas se alcanzaron varias infrutescencias. La extracción de las semillas se hizo manualmente y se les hizo un lavado con agua, se seleccionó un total de 90 semillas divididas en sobres de papel conteniendo 8 semillas. Se sembraron 8 semillas por cada Ts y sobre las coberturas H y P. Esas semillas se marcaron con pajillas de color azul.

***Rubus* sp**: Se colectaron las panículas de 5 plantas adultas, se extrajeron las drupas compuestas maduras y se pusieron sobre un recipiente, con un poco de agua se maceraron levemente teniendo cuidado de no maltratar irreversiblemente las semillas. Una vez macerado todo el material se agregó un poco más de agua y se pasó por un cedazo, posterior a esto se hicieron tres lavados más con agua para separar el exceso de material, una vez obtenidas las semillas se almacenaron en un sobre de papel que contenía 100 semillas distribuidas en paquetes de 10.

Las semillas obtenidas de *rubus* sp solo se sembraron sobre TsM 2 semanas después del montaje del experimento de germinación.

Ageratina popayanensis (Hieron.) R.M King & H. Rob. se colectaron los corimbos de 10 plantas adultas, estos se sacudieron sobre sendos sobres de papel. Con la ayuda de un estereoscopio se seleccionaron las semillas más grandes y se almacenaron en sobres más pequeños grupos de 10 para formar paquetes de 100. Para la siembra de estas semillas se utilizaron pinzas de punta fina. Sobre TsB y TsS se sembraron 100 semillas, sobre el tratamiento TsM se sembraron 10 semillas por bandeja.

Nota: A las semillas que se sembraron de esta especie no se les extrajo el papus.

Se desconoce si esto podría tener un efecto o no sobre el número de plántulas.

El reconocimiento de las plántulas de esta especie no fue claro, razón por la cual se generó mucho sesgo al momento de tomar los datos de esta.

Vismia baccifera (L.) Triana & Planch: se seleccionaron bayas blandas que se pudieran abrir fácilmente. Para separar las semillas del resto de tejido del fruto se empleó un recipiente con agua, un cedazo y unas pinzas de punta fina; las semillas obtenidas se sembraron sobre TsM.

Las semillas de esta especie se sembraron sobre la bandeja que inicialmente correspondía a *Bejaria aestuans* ya que lo que se sembró para esta especie eran los carpelos lignificados mas no las semillas. (Factor de confusión)

Anexo 3. Descripción de los tratamientos.

Tratamiento de siembra Suelo consistía en la siembra de las semillas de todas las especies seleccionadas sobre un área de suelo dentro de la parcela de 5m X 5m, a esta área se le removió la capa superficial de hojarasca y se procedio a sembrar separadamente las semillas de cada especie.

Tratamiento de siembra Bandeja consistía en la siembra de las semillas sobre bandejas plásticas de 20cmX10cm, sobre sustrato extraído de un área circundante a cada parcela; el suficiente para cubrir la totalidad de las semillas.

Tratamiento de siembra Bandeja mixta consistió en la siembra de las semillas de cinco de las seis especies seleccionadas sobre una bandeja de 20cmX10, ubicándolo en cada parcela. El sustrato se obtuvo de un área circundante a cada parcela de cada tipo de cobertura. Este último se estableció dos semanas después del montaje del experimento.

Anexo 4. Comportamiento de las especies durante el experimento de germinación.

Solanum torvum: Esta especie fue la que presentó el mayor número de plántulas durante el experimento. La especie cuenta con una producción elevada de semillas de tamaño considerable que son dispersadas por aves y mamíferos, características que le confieren ventaja sobre otras especies pioneras (Pacific Island Ecosystems at Risk. 2001).

Uno de los limitantes de esta planta es que es heliófila, por lo que su germinación sobre áreas que cuenten con una mínima formación de dosel sería limitada.

Durante este experimento se pudo observar que las plantas que alcanzaron mayor altura se encontraron sobre áreas de potrero con una exposición solar elevada, lo contrario ocurrió con aquellas plantas sembradas en áreas de helechal las cuales al estar en bajo una matriz de helechos de casi 3 metros alcanzaron tamaños inferiores

C *hirsutum*: esta especie tuvo un comportamiento irregular en cuanto a su germinación. Presentó un número elevado de plántulas germinadas al inicio del experimento sobre el helechal, homogenizándose el número de plántulas germinadas sobre el intermedio del experimento para finalmente terminar con un número de plántulas germinadas inferior sobre el helechal, pero ligeramente mayor sobre el potrero. Esta es una especie comúnmente encontrada cerca a fuentes de agua, sobre sitios con algo de sombra y que no se establece bien sobre áreas abiertas. (Alzate et al, 2012) por lo que probablemente se pueda establecer en áreas colonizadas por el helecho.

V *baccifera*: a pesar de que las semillas de esta especie son muy pequeñas, esta especie produce muchos frutos con cierta regularidad, lo que le permite ser una especie abundante sobre las áreas de estudio.

V. *baccifera* es una especie pionera por excelencia ya que puede crecer sobre áreas abiertas, presenta una rápida tasa de crecimiento, además atrae aves y mamíferos que incentivan su dispersión. Esta especie podría ser útil al momento de intentar combatir la expansión de la colonia de helecho.

A. *Pennellii*: las semillas de esta especie fueron las últimas que germinaron durante del experimento. Esta es una especie de árboles que crece sobre borde de bosques, por lo que es oportuno creer que la germinación sobre áreas cubiertas por el helecho pueda darse con mayor probabilidad que sobre áreas de potrero. Un gran limitante para la germinación de estas semillas, es alcanzar el sustrato, ya que si ésta pasa mucho tiempo sobre la litera de hojarasca del helecho, sus posibilidades de germinar disminuirán. (Ghorbani *et al.*2006)

A *popayanensis*: al momento de tomar los datos de germinación para esta especie no existían atributos observables y repetibles de las plántulas que permitieran su correcta identificación. Esto era de suponerse ya que durante el monitoreo se tuvieron inconvenientes para identificarla. Por lo tanto para poder trabajar con esta especie en el futuro, se hacen necesarios estudios desde fases tempranas de su desarrollo, para poder describir caracteres que permitan con mayor probabilidad reconocer los diferentes estadios de la planta (semilla, plántula, juvenil y adulta)

Rubus sp: el porcentaje de germinación de la especie *Rubus sp* según el análisis estadístico evidenció que, las semillas de esta especie tienen la capacidad de germinar más fácilmente sobre áreas de potrero que sobre áreas de helechal. *Rubus sp* es una especie común sobre bordes de caminos, rastrojos altos o potreros abandonados (Alzate et al, 2012). Razón por la cual es razonable creer que esta especie prefiere establecerse sobre áreas perturbadas y totalmente expuestas que sobre áreas con una matriz de helecho que puede alcanzar los 4 m impidiendo la incidencia de luz.

8. BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Alonso-Amelot, M. E. (1999). Braken fern, animal and human health. *Revista Facultad Agronomía. Universidad de Los Andes Venezuela*. 16: 528-541
- Alzate, F.; Rodriguez, W.; Diaz, O.; Idarrarraga, A. (2012). Flora de los bosques montanos de Medellín p
- Baraloto, C.; Bonal, D.; Goldberg, D. (2006). Differential seedling growth response to soil resource availability among nine neotropical tree species. *Journal of Tropical Ecology* (2006) 22:487–497. Cambridge University Press.
- Cantillo E. E, Castiblanco V, Pinilla DF, Alvarado CL. (2008). Caracterización y valorización del potencial de regeneración del banco de semillas germinable de la Reserva Forestal Cárpatos (Guasca, Cundinamarca). *Revista Colombiana Forestal*. 2008, p. 45-70.
- Chambers, J.C. & MacMahon, J.A. (1994). A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 25: 263-292.
- Case TJ (1996) Global patterns in the establishment and distribution of exotic birds. *Biological Conservation* 78: 69-96.
- Case TJ (1991). Invasion resistance, species build-up and community collapse in metapopulation models with interspecific competition. *Biological J. of the Linnean Society* 42: 239-266.
- Chazdon R L. (2008). Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science* 320 (2008), p. 1458.
- Chenje M; Mohamed-Katerer J. Invasive alien species. Chapter 10. Africa
- Crawley MJ, Harvey PH, Purvis A (1996) Comparative ecology of the native and alien floras of the British Isles. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 351: 1251-1259.
- Elton CS. (1958). *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen. London, UK. pp 181
- Esquivel Sheik M-J. (2005). Regeneración natural de árboles y arbustos en potreros activos en Muy Muy Matagalpa, Nicaragua. Centro agronómico tropical de investigación y enseñanza para el desarrollo y la

conservación, escuela de postgrado. Turrialba. Costa Rica, p 142.

- Flinn M.A., y R.W. Wein. (1977). Depth of underground plant organs and theoretical survival during fire. *Canadian Journal of Botany* 55: 2550-2554.
- Frankland, J.C. (1976). Decomposition of bracken litter. *Bot. J. Linn. Soc.* 73: 133-143.
- Galtress, K. (2001). The effects of bracken [*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn] control treatments on bracken litter dynamics and the potential consequences for species diversity and composition. B.Sc. (Hons) Thesis, University of Liverpool, Liverpool, UK
- GELT, 2013. <http://elcarmendeviboralantioquia.gov.co>.
- Ghorbani, J.; Le Duc, M.G.; McAllister, H.A.; Pakeman, R.; Marrs, R.H. (2006). Effects of the litter layer of *Pteridium aquilinum* on seed banks under experimental restoration. *Applied Vegetation Science*, 2006, p. 127-136.
- Godfray HCJ, Crawley MJ. (1998). Introduction. En Sutherland WJ (Ed.) *Conservation Science and Action*. Blackwell Science. Oxford. UK. pp. 39-65.
- Gonzalez, J. E., and R. F. Fisher. (1994). Growth of native forest species planted on abandoned pasture land in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 70:159–167.
- Gutiérrez F. (2006). Estado de conocimiento de especies invasoras. Propuesta de lineamientos para el control de los impactos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, D.C. - Colombia. 156 p.
- Hammer, Ø.; Natural History Museum; University of Oslo. PAleontological Statistics version 2.09, Reference Manual.
- Harker, D., G. Libby, K. Harker, S. Evans y M. Evans. (1999). *Landscape restoration handbook*. Lewis Publishers, Nueva York. 650 pp.
- Harvey, C. A. (2000). Windbreaks enhance seed dispersal into agricultural landscapes in Monteverde, Costa Rica. *Ecological Applications* 10:155-173.

- Hooper E., Condit R., Legendre P. (2002). Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications*, 12(6), 2002, p. 1626–1641.
- Holl, K D.; Loik, M. E.; Lin, E.H., Samuels I A. (2000). Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* vol. 8 No, 4, p. 339-349.
- Instituto Alexander von Humboldt. (2011). La red de especies invasoras de Colombia I3N.
- IMTA, Conabio, GECl, Aridamérica, The Nature Conservancy. (2007). Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad. Prioridades en México, Jiutepec, Morelos. . Instituto Mexicano de Tecnología del Agua 2007, p.73
- James, C. (2002) *Global review of commercialized transgenic crops: 2001*. ISSAAA briefs. No 24. Ithaca, NY: International Service for the Acquisition of Agri-biotech Applications (ISAAA).
- Le Duc, M. G.; Pakerman, R. J. y Marrs, R. H. (2007) A restoration experiment on moorland infested by *Pteridium aquilinum*: plants species responses. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93, 9-53
- Lozada, A., Pinzón, J. (2006). Diseño metodológico de restauración de la reserva forestal Cárpatos Guasca – Cundinamarca Colombia. Trabajo de grado Ingeniería Forestal. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Bogotá.
- Lodge, D. M. (1993). *Biological invasions: lessons for ecology*. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 133 - 137.
- Marrs, R.H. y Watt, A.S. (2006). Biological flora of the British isles: *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. *Journal of Ecology*, p 321-1272.
- Mehltreter, K.; R. Walker, L.; M. Sharpe, J. (2010). Fern Ecology, cap 8 p 255-322. Cambridge University press. USA.
- NatureServe. (2009). International Ecological Classification Standard: Terrestrial Ecological Classifications. *Sistemas Ecológicos de los Andes del Norte y Centro*. NatureServe Central Databases. Arlington, VA, p 63.
- Nepstad, D., C. Uhl, and J. M. C. da Silva. (1996). A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest in eastern Amazonia. *Oikos* **76**:25–39.

- Ortega M F-J. (2005) .La etnobotánica de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn en Venezuela y sus posibles riesgos asociados de carcinogénesis. MedULA, revista de la Facultad de Medicina, Universidad de los Andes. Vol. 2 Números 3-4. Mérida, Venezuela, p. 51-56
- Pires L.; Xavier R. (2010). Influence of vegetation management and fertilization on Pinus pinaster growth and on understory biomass and composition Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA) España. Forest Systems A. Forest Systems 19(3), p. 404-409
- Pearson T. R-H.; Burslem D. R-P.; Mullins C. E.; Dalling J. W. (2002). Germination Ecology of Neotropical Pioneers: Interacting Effects of Environmental Conditions and Seed Size. Ecological Society of America. Ecology, Vol. 83, No. 10 (Oct., 2002), p. 2798-2807
- Quentin, C., Cronk, B. y Fuller, J. L. (2001). *Plantas invasoras: la amenaza para los ecosistemas naturales*. WWF UK. UNESCO. Royal Botanic Gardens, Kew, Reino Unido.
- Pacific Island Ecosystems at Risk. (2001). Invasive plant species: Solanum torvum Sw., Solanaceae. <http://www.hear.org/pier/sotor.htm>. 2 p.
- Ramirez Trejo M.; Pérez García B.; Orozco Segovia A D. (2007). Helechos invasores y sucesión secundaria post-fuego. Ciencias, enero-marzo, Numero 085 Universidad Autónoma de México DF, México, p.18-25.
- Rejmánek M (1996) Species richness and resistance to invasions. En Orians GH, Dirzo R, Cushman JH (Eds.) *Biodiversity and Ecosystem Processes in Tropical Forests*. Springer-Verlag. Berlin, Germany. pp. 153-172.
- Rivera Posada J. H. (2004). Manejo integrado de arvenses con criterios de sostenibilidad de los Recursos Suelo y Agua. XI Congreso Venezolano de Malezas. Universidad Nacional Experimental del Táchira, San Cristóbal 02-05 de Noviembre de 2004.
- Rodriguez, J. P. (2001). La amenaza de las especies exóticas para la conservación de la biodiversidad suramericanavol.26, no.10. p.479-483.
- Sánchez O, Peters E, Márquez-Huitzil R, Vega E, Portales G, Valdez M y Azuara D, editores. Primera edición: septiembre de 2005. Temas sobre

restauración Instituto Nacional de Ecología, 2005. 255 p.

- Silva matos, DM. & Belinato, TA. Interference of *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon. (Dennstaedtiaceae) on the establishment of rainforest trees. Braz. J. Biol. [online]. (2010). vol.70, n.2 [cited 2013-02-06], pp. 311-316
- SSG, Invasive Species Specialist Group. Base de datos global sobre especies invasoras. Grupo de especialistas de especies invasoras UICN. URL: <http://www.issg.org/database/welcome>
- Vazquez-Yanes, C., and A. Orozco-Segovia. (1990). Seed dormancy in the tropical rain forest. Pages 247-259 in K. S. Bawa and M. Hadley, editors. Reproductive ecology of tropical forest plants. UNESCO, Paris, France.