



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



<https://doi.org/10.14483/2256201X.24471>

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA

ISSN 0120-0739 • e-ISSN 2256-201X

Regeneración natural en áreas dominadas por helechos en un bosque andino

Natural regeneration in bracken-dominated areas in an Andean Forest

Astrid Lorena Castro-Martínez ^a, Pablo Andrés Gil-Leguizamón ^a,
Alexander Sabogal-González ^b, Jorge David Mercado-Gómez ^d,
Luis Fernando Prado-Castillo ^c, María Eugenia Morales-Puentes ^a

^a Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Tunja, Colombia.

^b Biólogo independiente.

^c Universidad de Zaragoza. Zaragoza, España.

^d Universidad de Sucre. Sincelejo, Colombia.

Autor para correspondencia

Recibido: 28 de noviembre de 2025

Aceptado: 11 de junio de 2026

Citación: Castro-Martínez, A. L., Gil-Leguizamón, P. A., Sabogal-González, A., Mercado-Gómez, J. D., Prado-Castillo, L. F., & Morales-Puentes, M. E. (2026). Regeneración natural en áreas dominadas por helechos en un bosque andino. *Colombia Forestal*, 29(2), e24471.

<https://doi.org/10.14483/2256201X.24471>

Highlights

- Los helechales pueden facilitar procesos sucesionales tempranos.
- La ausencia de intervención favorece mayor diversidad y crecimiento de plántulas.
- El corte bimestral incrementa la abundancia y puede ser una estrategia de repoblación.
- La regeneración en helechales depende del historial del uso del suelo.
- Se aporta evidencia sobre el papel funcional de *Pteridium* en bosques andinos.

Resumen

Las especies del género *Pteridium*, han sido catalogadas como invasoras por su influencia en la sucesión vegetal, aunque su papel ecológico puede variar según el contexto. Se evaluó la influencia de *Pteridium* en el establecimiento y el crecimiento de plántulas en un pastizal abandonado en Golconda, Parque Nacional Natural Serranía de los Yariquíes, Andes colombianos. Se establecieron aleatoriamente nueve parcelas de 25 m², con tratamientos de control sin intervención (PC), corte inicial (CH-I) y corte bimestral (CH-2M),

durante ocho meses. Se registraron variables de altura, cobertura, diversidad, abundancia y supervivencia. Los resultados evidencian que la permanencia del helecho favorece la diversidad y el crecimiento de las plántulas, mientras que los cortes periódicos (CH-2M) incrementan la abundancia, aunque reducen la diversidad y la supervivencia. Estos hallazgos aportan criterios técnicos para el manejo diferenciado de *Pteridium* y respaldan su consideración como especie potencialmente facilitadora en procesos de restauración ecológica en ecosistemas andinos.

Palabras clave: diversidad, facilitación, plántulas, *Pteridium*, revegetalización.

Abstract

Species of the genus *Pteridium* have been classified as invasive due to their influence on vegetation succession; however, their ecological role may vary depending on context. This study evaluated the influence of *Pteridium* on seedling establishment and growth in an abandoned pasture located in Golconda, Serranía de los Yariguíes National Natural Park, Colombian Andes. Nine 25 m² plots were randomly established with three treatments: no-intervention control (PC), initial cutting (CH-I), and bimonthly cutting (CH-2M) over eight months. Seedling height, cover, diversity, abundance, and survival were recorded. The results indicate that the persistence of the fern favors seedling diversity and growth, whereas periodic cutting (CH-2M) increases seedling abundance but reduces diversity and survival. These findings provide technical criteria for the differentiated management of *Pteridium* and support its consideration as a potentially facilitative species in ecological restoration processes in Andean ecosystems.

Keywords: Diversity, facilitation, *Pteridium*, revegetation, seedlings.

INTRODUCCIÓN

Durante décadas el ser humano ha transformado los ecosistemas con el fin de aprovechar los recursos y suplir sus necesidades; estos cambios han provocado alteraciones en la estructura y composición de las áreas naturales y, como consecuencia, una alteración de los servicios ecosistémicos y amenazas a la biodiversidad (Hooke *et al.*, 2012; Alonso & Castro-Díez, 2015). Las alteraciones en los ecosistemas pueden originar nuevos espacios para especies foráneas que logran colonizar y establecerse con facilidad; no obstante, éstas pueden limitar la recuperación de los ecosistemas, ya que desplazan a taxones nativos, debido a su alta competitividad (Ávila-Rodríguez *et al.*, 2009).

Las especies de *Pteridium* Gled. ex Scop. (helecho marranero) son consideradas invasoras y han sido tratadas para su eliminación con el empleo de herbicidas, erradicación manual, quemas y control biológico (Pakeman *et al.*, 2000; Rodrigues da Silva & Matos, 2006). Sin embargo, recientes estudios demuestran que los helechos actúan como agentes facilitadores en la sucesión al favorecer el reclutamiento de especies leñosas (McGlone *et al.*, 2005; Gallegos *et al.*, 2015; Levy-Tacher & Morón-Ríos, 2023). Además, pueden contribuir a la reducción de la mortalidad en las plantaciones al proteger las plántulas de la radiación solar y permitir su establecimiento (Gallegos *et al.*, 2016).

Los estudios en Colombia sobre la influencia de *Pteridium* en la sucesión son pocos y han estado enfocados en los problemas que causan las especies en áreas de cultivo y ganadería (Rodríguez, 2017). Desde un punto de vista ecológico, Tinjacá-Pérez & Roa-Fuentes (2020) reportaron que, en efecto, las poblaciones de *Pteridium arachnoideum*

(Kaulf.) Maxon no afectan los estados de sucesión de la vegetación, ya que tienen algún tipo de incidencia en los bancos de semillas; de hecho, [Castro \(2013\)](#) concluye que el helecho no limita la regeneración del banco de semillas.

El Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes (PNN SYA) es un área de reserva importante en Colombia, debido a la amplia biodiversidad que alberga (más de 500 aves registradas, 82 especies de mamíferos, alrededor de 900 especies de plantas vasculares entre otros grupos biológicos [[Díaz, 2008](#); [Duarte, 2011](#)], los diversos ecosistemas que posee como lo son el bosque andino, altoandino, páramo, y la presencia de especies endémicas y en peligro de extinción ([Duarte, 2011](#); [Caro-Melgarejo et al., 2018](#)), además, desempeña un papel importante en la conservación de ecosistemas estratégicos para la regulación hídrica de la región aportando las subcuencas de Sogamoso, Opón y Suárez ([PNN, 2016](#)).

A través de la creación del PNN SYA (Res. 603, 2005), se buscó proteger los ecosistemas locales principalmente en las zonas más alteradas como la microcuenca de la Cincomil en el municipio del Hato en la vereda Hoya Negra ([Vergara, 2018](#)); en esta zona la actividad agropecuaria fue intensiva y al crearse esta área, dichos terrenos entraron en una fase de recuperación, por tal razón, es de interés para el PNN SYA los procesos de restauración ecológica ([Díaz, 2008](#); [Alvarado-Fajardo et al., 2018](#)).

De acuerdo con la historia del uso del suelo, desde 2009, algunas zonas del bosque andino fueron transformadas en cultivos de pastos y luego fueron abandonadas, para más tarde ser colonizadas naturalmente por los helechos ([Caro-Melgarejo et al., 2018](#)) y, por lo tanto, es un modelo para comprender la influencia de las poblaciones de helechales en la regeneración del bosque. En este contexto, con el propósito de determinar si las poblaciones de helecho facilitan el crecimiento natural del bosque o, por el contrario, limitan su regeneración, en el presente estudio se evaluó la influencia de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* × *Pteridium esculentum* subsp. *campestre* sobre el establecimiento y crecimiento de plántulas de otras especies en fragmentos de bosque perturbados del PNN SYA, en el sector de Golconda, vereda Hoya Negra, municipio de Hato, Santander.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El PNN SYA se ubica en la cordillera Oriental de Colombia, en el departamento de Santander. La extensión del parque es de 59 063 ha y corresponde a bosques andinos con fragmentos en diferentes estados de conservación ([Villamizar et al., 2018](#)) con elevaciones entre 700 y 3400 m ([Donegan & Huertas, 2005](#)). El área de estudio está localizada en Golconda (municipio del Hato, vereda Hoya Negra) en una elevación entre 2181 y 2188 m de altitud, en 6°35'37.43" latitud norte - 6°35'38.39" latitud norte y 73°21'26.98" latitud oeste - 73°21'26.45" latitud oeste, con pendientes entre 20 y 60%. Los suelos en el área de estudio son ácidos (pH 4.2-5.6) con texturas franco-arenosas ([Quintero-León, 2008](#)).

En el flanco oriental, el régimen de lluvias es bimodal, donde las temporadas de lluvias se presentan de abril a mayo y de octubre a noviembre. Por otro lado, las épocas secas se presentan de enero a febrero y de julio a agosto. El promedio de lluvias es de 1765 mm.año⁻¹, con temperaturas entre 7 y 24 °C ([Díaz, 2008](#); [Quintero-León, 2008](#)).

En Suramérica, *Pteridium esculentum* tiene algunas categorías infraespecíficas e híbridas, como *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* x *Pteridium esculentum* subsp. *campestre* (Zhou *et al.*, 2014; Schwartsburd *et al.*, 2018) este último híbrido está presente en el área de estudio. Las especies de *Pteridium* se desarrollan por estolones, están ampliamente distribuidas, son heliófilas, tienen rápido crecimiento, alta capacidad competitiva y reproducción sexual y asexual (Le Duc *et al.*, 2000; Slocum *et al.*, 2000; Ghorbani *et al.*, 2003; Hartig & Beck, 2003; Rodríguez, 2017).

Diseño experimental

El estudio se desarrolló durante ocho meses usando un diseño completamente aleatorizado en áreas de proceso de regeneración natural y cuyo único requisito era la presencia del helecho. Para lo anterior, se establecieron tres tratamientos que consistían principalmente en hacer podas o cortes de las frondas de los helechos a través del uso de una guadaña al iniciar el estudio; es decir, se tuvo como factor la frecuencia del corte del helecho (Gutiérrez & De la Vara, 2008). De esta forma, en el primer tratamiento (i) no se llevó a cabo ningún tipo de intervención o cortes (parcelas control = PC); (ii) al iniciar el experimento se cortó toda la cobertura y esta se dejó crecer (CH-I); (iii) en el último tratamiento, las poblaciones fueron podadas cada dos meses (CH-2M). Los cortes de las frondas en el tratamiento de corte cada dos meses, fueron manuales, con el fin de controlar el crecimiento del helecho sin causar daños a las plántulas de otras especies que estuvieran emergiendo, para así, evaluar el efecto del crecimiento del helecho sobre otras plántulas (Anexo 1).

Cada tratamiento tuvo tres réplicas, para un total de nueve parcelas de 5 x 5 m, separadas por dos metros entre parcelas, y se monitorearon todas las parcelas cada dos meses por ocho meses. En cada monitoreo, las plántulas nuevas fueron marcadas con placas de 1.5 x 2 cm y ubicadas en una representación gráfica de la parcela para hacer el posterior seguimiento a cada una.

A todas las plántulas se les asignó un número de identificación y se les tomaron datos como fecha, tratamiento, parcela, altura, cobertura y supervivencia, localizando la placa de identificación de la plántula y observando si se encontraba seca o continuaba el crecimiento, evidenciado con el registro de datos en el aumento de las medidas de altura y cobertura, además de, observaciones como signos de herbívora o daños estructurales como perforaciones en la lámina de la hoja y/o del tallo. Para efectos de los análisis se clasificaron las plántulas al nivel taxonómico que permitió su identificación (según las características morfológicas desarrolladas), a través de la ayuda de fotografías de las plántulas y la vegetación asociada a este helechal (Anexo 2; Castro-Martínez *et al.*, 2020).

Análisis de datos

Riqueza y composición de plántulas por tratamiento

La similitud entre tratamientos se estableció con los datos de los taxones. Para ello, fue aplicado un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), basado en un ordenamiento de Bray-Curtis y un nivel de estrés < 0.2 como medida de confiabilidad (Vegan Package 2.5-6; Community Ecology Package, 2018).

Diversidad de plántulas por tratamiento

El número efectivo de taxa fue establecido, evaluando tres aspectos: 1) riqueza de especies (orden $q=0$), 2) uniformidad de estas (orden $q=1$), y 3) dominancia de las taxa (orden $q=2$) empleando el paquete iNEXT 2.0.19 (Hsieh *et al.*, 2016).

Abundancia de plántulas

Por tratamiento: el número total de plántulas por tratamiento en cada parcela fue registrado en el último muestreo. Se aplicó un modelo de Poisson con la función glm, con el conteo de plántulas como variable dependiente y como variables independientes los tratamientos y tiempo de evaluación. Debido a la posible presencia de sobredispersión en los datos de conteo, se calcularon errores estándar robustos mediante el estimador tipo sandwich (Huber–White), utilizando el paquete “sandwich” (Zeileis, 2006); los tratamientos fueron comparados con la prueba de chi-cuadrado y sjPlot (Lüdecke *et al.*, 2024).

Por taxones: se tomó el registro de abundancias por taxa de cada uno de los monitoreos y se calculó el total de plántulas por cada taxa para el último monitoreo.

Crecimiento de plántulas

Las plántulas fueron clasificadas en categorías herbáceas y leñosas para cada tratamiento. Con base en las mediciones de altura (cm) y cobertura (largo \times ancho, cm^2), se calculó la mediana para cada taxón y categoría en cada tratamiento. Los resultados obtenidos se representaron gráficamente..

Supervivencia de plántulas

En cada muestreo y tratamiento, se tomaron datos del estatus de cada plántula (viva o muerta) y se realizó una gráfica de supervivencia de Kaplan-Meier (paquetes survival y survminer) (Klein & Moeschberger, 1997).

RESULTADOS

Riqueza y composición de plántulas por tratamiento

Fue registrado un total de 546 individuos, que representan 33 taxones. El número de taxones por tratamiento fue similar; sin embargo, el tratamiento PC presentó la mayor riqueza (26 especies), seguido de CH-I (23 especies) y CH-2M (19 especies). Las especies no fueron agrupadas por tratamiento; no obstante, hay exclusividad de algunas taxa como Lauraceae sp. 1, *Rubus* sp. 1, y *Miconia* sp. 1 en PC. En CH-2M, algunos taxones, como Asteraceae sp. 3, Cyperaceae sp. 1, y *Miconia* sp. 2, son exclusivos para este tratamiento. CH-I también mostró taxones exclusivos como Asteraceae sp. 4, *Siphocampylus* sp. 1, y Ericaceae sp. 1 (Figura 1).

La riqueza de plántulas expresada en pastizales dominados por helechos fue de herbáceas pioneras como *Chromolaena*, *Ageratina* y *Coccocypselum*, y plantas leñosas de interior de bosque que son parte de la sucesión tardía, como Lauraceae sp. 1, *Viburnum* sp. 1, y *Weimannia* sp. 1 (presente en PC).

Diversidad de plántulas por tratamiento

El número efectivo de taxa muestra un decrecimiento en la riqueza ($q=0$) a mayor intervención; sin embargo, en todos los tratamientos, se presentó un mayor valor de especies con abundancias similares ($q=1$) que las dominantes ($q=2$). Las parcelas de control registraron los mayores valores de riqueza (26 especies), mientras que para los otros tratamientos descienden tres especies para CH-I y siete especies para CH-2M. De igual forma, los valores de q_1 y q_2 presentaron el mismo patrón de descenso en cada tratamiento; sin embargo, para el tratamiento CH-I los valores de q_1 y q_2 son superiores a los de CH-2M, a pesar de tener la menor riqueza (19 especies efectivas) (Figura 2).

Abundancia de plántulas

Por tratamiento

Los tratamientos CH-I y PC causan un efecto negativo sobre la abundancia, demostrado con significancia para el modelo con valores de $\beta = -0.294$, p de $4.46e-04$ y $\beta = -0.299$, p de $1.69e-04$, respectivamente; mientras que en CH-2M se incrementó en 0.34 veces comparado con CH-I y 0.35 con PC (Figura 3). Durante los muestreos, la mayor abundancia fue registrada en CH-2M, con incrementos en cada muestreo. En contraste, CH-I mostró las abundancias más bajas al inicio del experimento e incrementó a lo largo del estudio, mientras que en el tratamiento PC la abundancia se mantuvo estable durante todo el periodo de muestreo. El modelo de Poisson mostró un ajuste con una desviación residual de 83.19 ($gl = 30$).

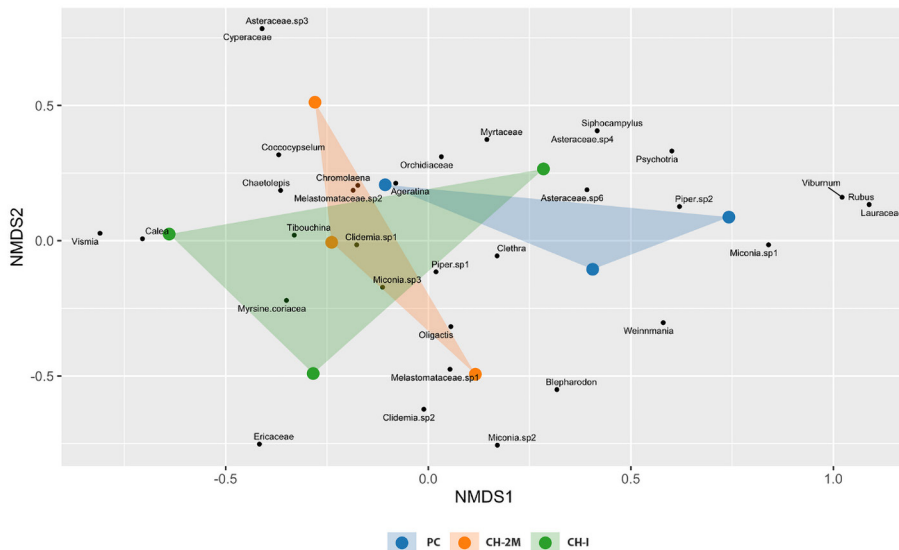


Figura 1. Distribución de especies de acuerdo a la abundancia por tratamiento (Stress 0,163). PC: parcela de control sin intervención, CH-I: solo un corte de helecho al inicio del experimento, CH-2M: corte de helecho cada dos meses.

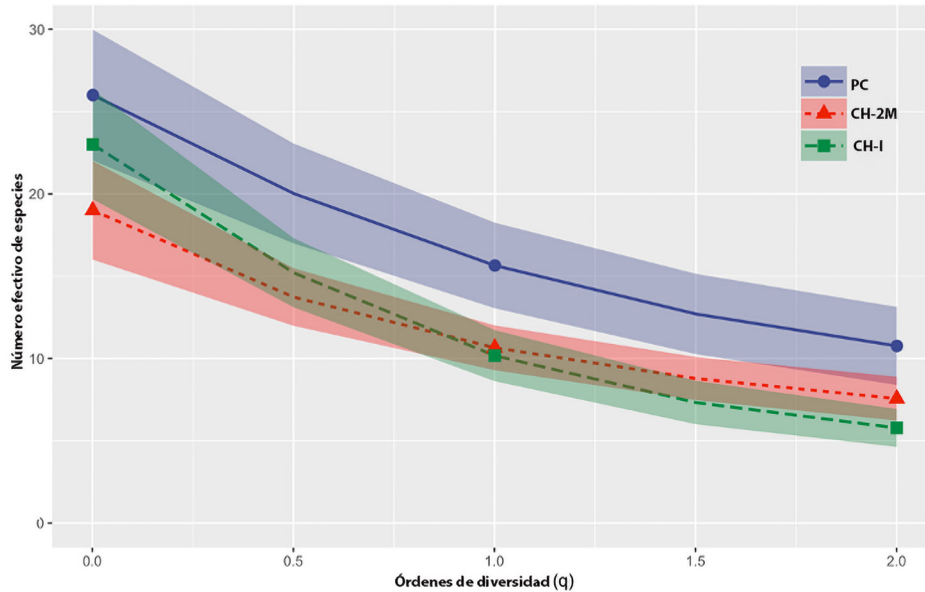


Figura 2. Perfiles de diversidad por tratamiento. Orden $q=0$, riqueza de taxones por tratamiento; Orden $q=1$, especies comunes por tratamiento, y Orden $q=2$, dominancia de especies. PC: parcelas de control sin intervención, CH-I: solo se corta el helecho una vez al inicio del experimento, CH-2M: el corte de helecho se realiza cada dos meses.

Por taxones

De las 33 taxas identificadas, cinco de las más abundantes fueron *Myrsine* sp. 1 (144 individuos), *Chromolaena* sp. 1 (74), *Clidemia* sp. 1 (49), *Clethra* sp. 1 (43), y *Andesanthus* sp. 1 (33). El resto de los taxones tenía menos de 25 individuos (Anexo 2).

Myrsine sp. 1, *Clidemia* sp. 1, y *Andesanthus* sp. 1 son los taxones más abundantes en los dos tratamientos de corte de helecho. Las abundancias más bajas para estas tres especies fueron encontradas en las PC, con valores de abundancia de quince, cuatro y cuatro individuos, respectivamente. El resto de los taxones no registró patrones de distribución de abundancia. La dominancia de especies es observada en los tratamientos de corte del helecho, mientras que, en las parcelas de control, la abundancia está distribuida más equitativamente entre los taxones.

Crecimiento de plántulas

Las herbáceas no mostraron variaciones que revelaran diferencias en alturas y coberturas entre los tratamientos. En contraste, las plántulas de leñosas presentaron las mayores medidas de altura en las parcelas de control (Figuras 4a y 4b).

Por otro lado, las parcelas dominadas por el helecho tienen el mayor crecimiento vertical en las plántulas, lo que permitió su establecimiento y desarrollo.

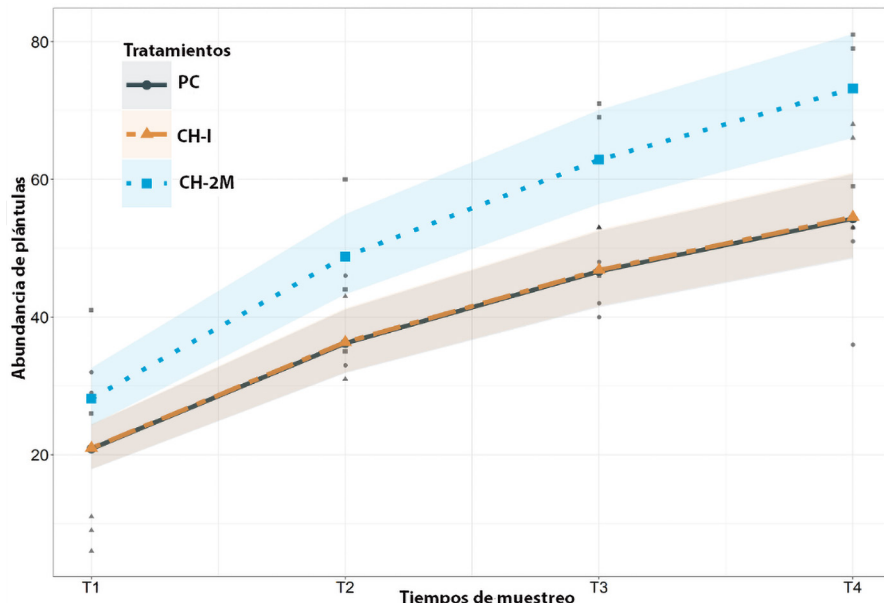


Figura 3. Abundancia de plántulas por tratamiento en el tiempo. PC: parcelas de control sin intervención, CH-I: solo se corta el helecho una vez al inicio del experimento, CH-2M: el corte de helecho se realiza cada dos meses.

Supervivencia de plántulas

De las 546 plántulas registradas, 80 murieron al final del estudio, correspondientes a 16 taxones. *Chromolaena* sp. 1 registró la mayor mortalidad (32 individuos), seguido de *Clidemia* sp. 1 (10) y *Orchidaceae* sp. 1 (7). Los trece taxones restantes tuvieron seis o menos individuos muertos. CH-2M tuvo la más baja supervivencia (83%); mientras que, en los tratamientos donde la intensidad de disturbio fue baja (CH-I) o nula (PC), la supervivencia fue mayor al 90% (Figura 5). Además, el mayor registro de eventos de muerte ocurrió en el último monitoreo en todos los tratamientos.

DISCUSIÓN

Riqueza y composición de plántulas por tratamiento

En este estudio la riqueza de especies no fue afectada por la presencia de helechos, ya que, se encontraron especies de interior de bosque como *Weinmannia*, Lauraceae y *Viburnum* y, taxones de Melastomataceae y Asteraceae comunes en zonas perturbadas, que según otros autores (Pearson *et al.*, 2002; Cardona & Vargas, 2014; Gallegos *et al.*, 2014; Levy-Tacher & Morón-Ríos, 2023), debido a sus pequeñas semillas y su rápida dispersión beneficiarían en la sucesión tardía al colonizar y aumentar la presencia de especies leñosas. Asimismo, es importante destacar la acción del banco de semillas latente como lo demuestran Tinjacá-Pérez & Roa-Fuentes (2020) en el Parque Yarigués, lo cual probablemente se atribuye a la riqueza del tratamiento de las parcelas de control.

En Golconda, taxones de interior de bosque, como *Weinmannia* sp. 1, Lauraceae sp. 1, y *Viburnum* sp. 1. fueron encontradas en las parcelas de control; sin embargo, ningún individuo de estos grupos está relacionado

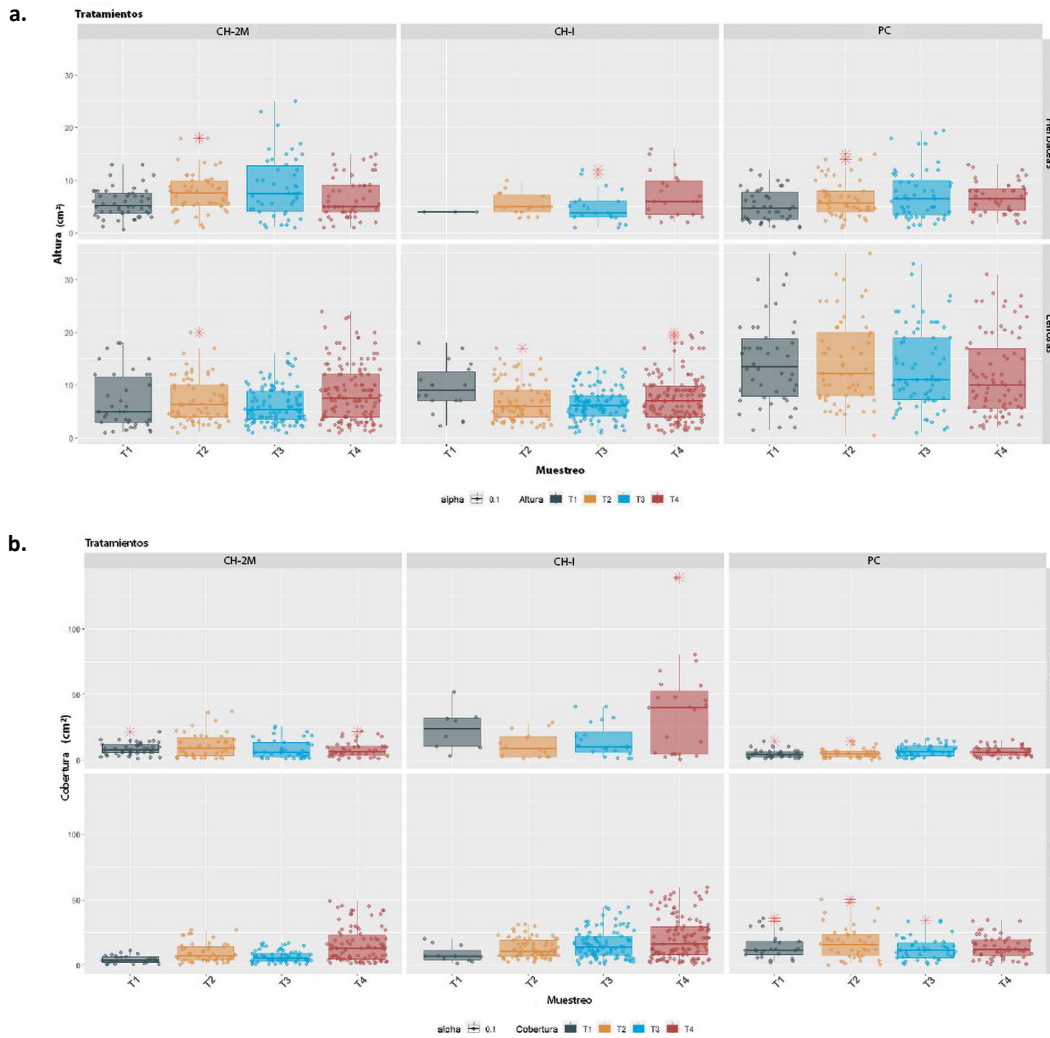


Figura 4. Crecimiento de plántulas por tratamiento. 4a. Altura de plántulas (cm²). 4b. Cobertura de plántulas (cm²). PC: parcelas de control sin intervención, CH-I: solo se corta el helecho una vez al inicio del experimento, CH-2M: el corte de helecho se realiza cada dos meses.

con los tratamientos de corte de helecho. Por lo tanto, a pesar de que las especies de *Pteridium* son consideradas invasoras debido a los atributos ecológicos como el crecimiento vegetativo y, la competencia por la colonización del espacio y su influencia directa en la estructura y composición de la comunidad vegetal (Le Duc *et al.*, 2000; Ghorbani *et al.*, 2003; Hartig & Beck, 2003; Gallegos *et al.*, 2014; Gallegos *et al.*, 2015; Gallegos *et al.*, 2016; Cárdenas-L *et al.*, 2017); en Golconda la presencia del helecho disminuye la abundancia, pero no altera la composición y estructura futura de las formaciones vegetales en la sucesión, esto debido a que funcionan como especies nodrizas y protegen los bancos de semillas que están debajo de ella y se evidencia el crecimiento de especies de interior de bosque y pioneras como Asteraceae y Melastomataceae claves para los procesos sucesionales en áreas dominadas por el helecho (Castro-Martínez *et al.*, 2020).

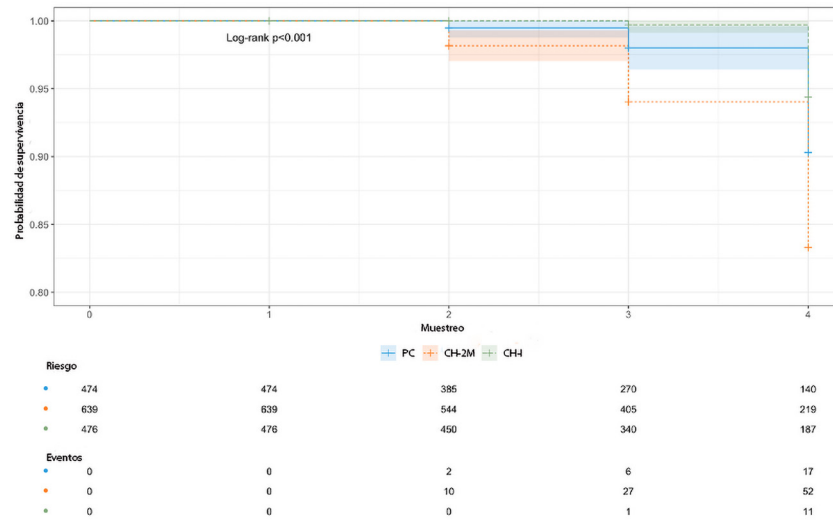


Figura 5. Supervivencia por tratamiento y tiempo de muestreo. PC (azul): parcela de control sin intervención, CH-I (verde): solo se corta el helecho una vez al inicio del experimento, CH-2M (naranja): el corte de helecho se realiza cada dos meses. En riesgo: se refiere al número de individuos en riesgo. Eventos: Se refiere al número de plántulas que han experimentado el resultado de interés, como la muerte o no encontrada.

Diversidad de plántulas por tratamiento

Este estudio muestra que la diversidad es favorecida cuando el helecho está presente, lo cual es soportado por los resultados de mayor riqueza, especies con abundancias similares, y pocas especies dominantes en PC (Figura 2). Estos resultados son contrastantes con los hallados por Echeverri (2018), ya que, determinó que el corte del helecho favorece y permite el arribo de especies por dispersión y germinación; así como los hallazgos de Slocum *et al.* (2000) y Rodrigues da Silva & Matos (2006), que encontraron dominancia de pocas especies, las cuales son capaces de establecerse y crecer para superar la barrera del helecho.

De la misma manera, Ribeiro *et al.* (2012) y Gallegos *et al.* (2016) documentan la baja diversidad de plantas leñosas y la alta dominancia de plantas herbáceas al evaluar el banco de semillas. Estas diferencias en la diversidad, frente a los otros estudios, pueden radicar en los tipos de disturbio y la historia del uso del suelo que han atravesado, pues en todos han ocurrido quemadas, mientras que en Golconda el disturbio ha sido por el cambio de coberturas a pastizales para ganadería. Además, estos estudios han comparado la diversidad de los helechales frente a los bosques de referencia (Slocum *et al.*, 2000; Rodrigues da Silva & Matos, 2006; Gallegos *et al.*, 2016; Echeverri, 2018; Castro-Martínez *et al.*, 2020), mientras que en Golconda se evaluó la variación de la diversidad frente a la modificación de la presencia del helecho. Por lo tanto, el helecho en Golconda no genera limitaciones para la sucesión temprana o tardía, ya que los taxones pioneros y leñosos del interior del bosque están presentes en las parcelas de control; además, favorece la diversidad en las condiciones del área de estudio; por lo tanto, este puede ser considerado un estado alternativo estable en términos de dinámicas ecológicas.

Abundancia de plántulas

Por tratamiento

En el tratamiento PC, la abundancia de plántulas es más baja, mientras que cuando se removió el helecho frecuentemente (CH-2M), la abundancia de algunas especies como *Myrsine* sp. 1 se incrementó. Este comportamiento también fue observado por [Slocum et al. \(2000\)](#) y [Ghorbani et al. \(2003; 2006\)](#), que afirman que las frondas de *Pteridium* generan un filtro biológico en dos formas: la primera, por las frondas, y previenen la llegada de propágulos, y la segunda, por acumulación de hojarasca que evita la germinación de plántulas.

Por taxones

De los cinco taxones más abundantes, cuatro fueron especies leñosas; dos tuvieron el mayor número de individuos y fueron encontradas en el tratamiento de corte de helecho (*Myrsine* sp. 1 (144 individuos) y *Clidemia* sp. 1 (149 individuos), y pocas en las parcelas control (15/4 respectivamente), atribuido a los efectos negativos de las frondas previamente mencionados, sumado a la alelopatía que afecta el establecimiento de plántulas ([Jatoba et al., 2016](#); [Paz et al., 2022](#); [Maidana-Tuco et al., 2024](#)).

Es probable que en Golconda del PNN SYA, la germinación y llegada de propágulos estén disminuidas, pero no inhibidas, pues se encuentra menor abundancia de plántulas en las parcelas control (PC) que en los tratamientos de corte de helecho. En Golconda, el CH-2M es sugerido como una medida de estimulación de abundancia al permitir la entrada de luz y proporcionar recursos para las plántulas y el banco de semillas.

Crecimiento de plántulas

En este estudio, los helechos favorecen el crecimiento vertical de las plántulas leñosas; igualmente, [Gallegos et al. \(2015\)](#) documentaron la presencia de helechos como un efecto positivo en el reclutamiento de especies de *Clusia* que actúan como especies enfermeras en la regeneración del bosque. De acuerdo con [Hartig & Beck \(2003\)](#) y [Gallegos et al. \(2016\)](#), el establecimiento de las plántulas se debe a la sombra que generan las frondas de los helechos, así como al favorecimiento de las plántulas en etapas tempranas del desarrollo.

Supervivencia de plántulas

La tasa de supervivencia mínima por ocho meses es del 83%. Esto determina que en Golconda, con el tratamiento de CH-2M que tiene la mayor frecuencia de corte de helecho, las plántulas se establecen y logran un alto éxito de supervivencia. Estos resultados fueron soportados por [Marrs et al. \(2000\)](#), [Hartig & Beck \(2003\)](#), [Gallegos et al. \(2016\)](#), [Echeverri \(2018\)](#) y [López et al. \(2024\)](#), quienes documentaron que la generación de un microclima afecta positivamente el éxito de las plantaciones y la recuperación de áreas naturales con bajos niveles de mortalidad.

CONCLUSIONES

El helecho en Golconda no genera limitaciones para la sucesión temprana o tardía, ya que los taxones pioneros y leñosos del interior del bosque están presentes en las parcelas de control; además, favorece la diversidad

en las condiciones del área de estudio; por lo tanto, este puede ser considerado un estado alternativo estable en términos de dinámicas ecológicas.

Es probable que en Golconda del PNN SYA, la germinación y llegada de propágulos estén disminuidas, pero no inhibidas, pues se encuentra menor abundancia de plántulas en las parcelas control (PC) que en los tratamientos de corte de helecho.

En Golconda, el CH-2M es sugerido como una medida de estimulación de abundancia al permitir la entrada de luz y proporcionar recursos para las plántulas y el banco de semillas.

Se recomiendan estudios a diferentes elevaciones que comparen los resultados aquí encontrados sobre las plántulas en el gradiente, ya que para Golconda en las primeras etapas de sucesión, el helecho no impide el crecimiento y establecimiento de otras especies. Se sugiere considerar estudios relacionados con la composición del banco de semillas germinables, y el mantillo sobre el suelo de *Pteridium*.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al convenio 5211740 UPTC–Ecopetrol, a la Dirección Territorial Nororiental del Parque Nacional Natural, a la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, al grupo Sistemática Biológica (SisBio) y al Herbario UPTC por el apoyo brindado. De igual manera, expresan su reconocimiento a la comunidad de la vereda Hoya Negra (Hato, Santander), a J. Afanador, F. Corzo, I. Cala y al personal del PNN SYA por su colaboración y acompañamiento durante el desarrollo de este trabajo.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen ningún conflicto de intereses relacionado con el trabajo presentado.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

A. L. C. M., L. F. P. C., P. A. G. L., A. S. G. y M. E. M. plantearon la conceptualización y la metodología; A. L. C. M. y P. A. G. L. realizaron trabajo de campo; A. L. C. M., L. F. P. C. y A. S. G. desarrollaron análisis formales; A. L. C. M., P. A. G. L. y L. F. P. C. escribieron el manuscrito original; P. A. G. L., L. F. P. C., J. D. M. G. y M. E. M. P. revisaron la redacción y la edición.

DECLARACIÓN DE USO DE IA

Herramientas utilizadas: Grammarly for Microsoft Word (1.162.2.0, WebUI 2.14.2) y ChatGPT-5.3.

Propósito del uso: interpretación: ChatGPT se empleó para resumir la sección de destacados del manuscrito. Redacción - revisión y edición: Grammarly se utilizó en la revisión de escritura y fluidez de la narración para proporcionar correcciones a nivel de redacción.

Prompts o instrucciones proporcionadas: reescribe las ideas claves del aporte del manuscrito, teniendo en cuenta su impacto y su aporte respecto al campo forestal. Cada frase debe tener una extensión máxima de 85 caracteres.

Uso del contenido generado: modificación sustancial.

Revisión y edición: el contenido generado por la IA fue revisado, editado y usado para la versión final del manuscrito.

REFERENCIAS

Alonso, A., & Castro-Díez, P. (2015). Las invasiones biológicas y su impacto en los ecosistemas. *Ecosistemas*, 24(1), 1–3. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-1.01>

Alvarado-Fajardo, V. M., Prado-Castillo, L. F., Sabogal-González, A., & Luna-Sarmiento, D. A. (2018). Abordaje metodológico. En *Caminando entre huellas de Yariguíes: La gente y la ciencia en la gestión temprana de la restauración ecológica del área protegida* (p. 224). Editorial UPTC. <https://doi.org/10.19053/978-958-660-334-8>

Ávila-Rodríguez, L. A., Cabrera Amaya, D. M., Corzo Ramírez, L., Díaz Espinosa, A. M., Franco Gámez, L. G., León, O. A., Marín, W., Pinzón, L. F., Rodríguez Sánchez, C. A., Vargas Ríos, O., & Villanueva, J. (2009). Las especies invasoras: un reto para la restauración ecológica. En O. Vargas Ríos, A. M. Díaz Espinosa, & O. León (Eds.), *Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales* (pp. 19–38). Gente Nueva.

Cárdenas, L. D., Baptiste, M. P., & Castaño, N. (2017). *Plantas exóticas con alto potencial de invasión en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Cardona, A., & Vargas, O. (2014). El banco de semillas germinables de especies leñosas en dos bosques subandinos y su importancia para la restauración ecológica (Reserva Biológica Cachalú–Santander, Colombia). *Colombia Forestal*, 8(17), 60–74. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2004.1.a04>

Caro-Melgarejo, D. P., Escobar-Alba, M. R., Castro-Martínez, A. L., Gil-Leguizamón, P. A., & Villareal-Rueda, O. A. (2018). Angiospermas. En *Revelando tesoros escondidos: Flora y fauna flanco oriental de la Serranía de los Yariguíes* (pp. 59–144). Editorial UPTC/Búhos Editores.

Caro-Melgarejo, D. P., Gil-Leguizamón, P. A., Alvarado-Fajardo, V. M., & Morales-Puentes, M. E. (2018). *Avances en estudios de la flora vascular, flanco oriental Serranía de Los Yariguíes (Hato), Santander-Colombia*. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia

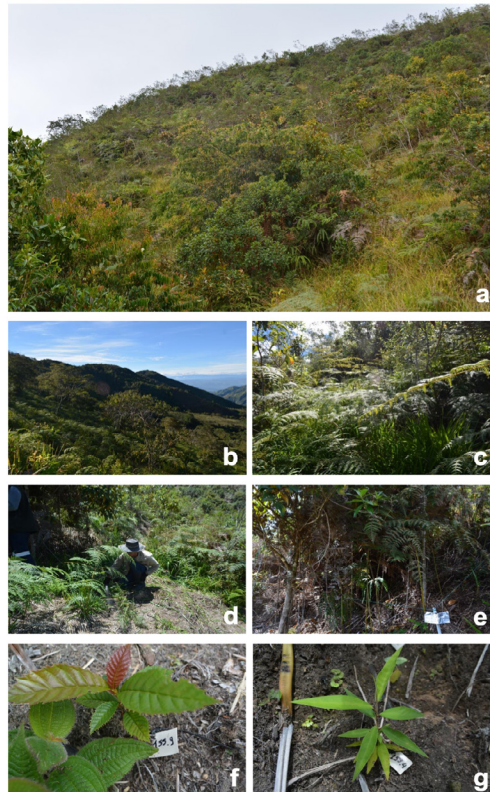
- Castro Hernández, J.** (2013). *Impacto de la especie invasora Pteridium arachnoideum sobre la composición, la germinación y el establecimiento de plántulas en un bosque montano bajo* [Trabajo de grado, Universidad de Antioquia]. <http://ir.obihiro.ac.jp/dspace/handle/10322/3933>
- Castro-Martínez, A. L., Gil-Leguizamón, P. A., & Morales-Puentes, M. E.** (2020). Vegetación asociada con helechales en el Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquíes, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 68(4), 1107–1115. <https://doi.org/10.15517/rbt.v68i4.40451>
- Community Ecology Package.** (2018). R package version 2.5-2. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Díaz, L. M. C.** (2008). *Parque Nacional Natural Serranía de los Yariquíes: Plan de manejo*. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Donegan, M. D., & Huertas, B.** (2005). *Threatened species of Serranía de los Yariquíes: Final report*. Fundación ProAves.
- Duarte, I.** (2011). *Diagnóstico de los aspectos físico-bióticos del Parque Nacional Natural Serranía de los Yariquíes*. UNAD.
- Echeverri, A. L.** (2018). *Impacto del clareo del helecho marranero Pteridium aquilinum sobre el reclutamiento de plántulas nativas en el Parque Forestal Embalse del Neusa* [Trabajo de grado, Pontificia Universidad Javeriana]. <https://repository.javeriana.edu.co/bitstreams/920804e8-a444-435d-bc38-aa1e67697027/download>
- Ferreira Carvalho, T., Mendonça Machado, E. L., Carvalho, A. C., Cola Zanuncio, J., Cleiton José, A., Barbosa Santos, J., Romarco de Oliveira M. L., & Marinho Pereira, I.** (2021). Does invasion by *Pteridium aquilinum* (Dennstaedtiaceae) affect the ecological succession in Atlantic Forest areas after a fire?. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 14195–14205. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16761-7>
- Gallegos, S. C., Beck, S. G., Hensen, I., Saavedra, F., Lippok, D., & Schleuning, M.** (2016). Factors limiting montane forest regeneration in bracken-dominated habitats. *Forest Ecology and Management*, 381, 168–176. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.014>
- Gallegos, S. C., Hensen, I., & Saavedra, F.** (2015). Bracken fern facilitates tree seedling recruitment in tropical fire-degraded habitats. *Forest Ecology and Management*, 337, 135–143. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.003>
- Gallegos, S. C., Hensen, I., & Schleuning, M.** (2014). Secondary dispersal by ants promotes forest regeneration after deforestation. *Journal of Ecology*, 102(3), 659–666. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12226>
- Ghorbani, J., Das, P. M., Das, A. B., Hughes, J. M., McAllister, H. A., Pallai, S. K., Pakeman, R. J., Marrs, R. H., & Le Duc, M. G.** (2003). Effects of restoration treatments on the diaspore bank under dense *Pteridium* stands in the UK. *Applied Vegetation Science*, 6(2), 189–198. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2003.tb00579.x>

- Ghorbani, J., Le Duc, M. G., McAllister, H. A., Pakeman, R. J., & Marrs, R. H.** (2006). Effects of the litter layer of *Pteridium aquilinum* on seed banks under experimental conditions. *Applied Vegetation Science*, *9*(1), 127–136.
<https://www.jstor.org/stable/4620469>
- Gutiérrez Pulido, H., & De la Vara, S. R.** (2008). *Análisis y diseño de experimentos*. McGraw-Hill/Interamericana.
- Hartig, K., & Beck, E.** (2003). The bracken fern (*Pteridium arachnoideum*) dilemma in the Andes of Southern Ecuador. *Ecotropica*, *9*, 3–13.
- Hooke, R. L. B., Martín-Duque, J. F., & Pedraza, J.** (2012). Land transformation by humans: A review. *GSA Today*, *22*(12), 4–10.
<https://doi.org/10.1130/GSAT151A.1>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A.** (2016). iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, *7*(12), 1451–1456.
<https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Jatoba de Jesús, L., Varela, R. M., Molinillo, J. M. G., Ud Din, Z., Gualtieri, S. C. J., Rodrigues-Filho, E., & Macías, F. A.** (2016). Allelopathy of bracken fern (*Pteridium arachnoideum*): New evidence from green fronds, litter, and soil. *PLoS One*, *11*(8), e0161670.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161670>
- Klein, J. P., & Moeschberger, M. L.** (1997). *Survival analysis: Techniques for censored and truncated data*. Springer.
- Le Duc, M. G., Pakeman, R. J., Putwain, P. D., & Marrs, R. H.** (2000). The variable responses of bracken fronds to control treatments in Great Britain. *Annals of Botany*, *85*(Suppl B), 17–29.
<https://doi.org/10.1006/anbo.1999.1052>
- Levy-Tacher, S. I., & Morón-Ríos, A.** (2023). Control of bracken by promoting regeneration of woody vegetation in the Yucatan Peninsula. *Trees, Forests and People*, *13*, 100411.
<https://doi.org/10.1016/j.tfp.2023.100411>
- Lippok, D., Beck, S. G., Renison, D., Gallegos, S. C., Saavedra, F. V., Hensen, I., & Schleuning, M.** (2013). Forest recovery of fire-deforested areas increases with elevation in the tropical Andes. *Forest Ecology and Management*, *295*, 69–76.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.01.011>
- López, C. L., Mayta, C., Fuentes, A. F., Villegas, M., Jiménez, E. A., Vásquez, V., Hensen, I., & Gallegos, S. C.** (2024). Disentangling the roles of bracken fronds and litter on natural seedling recruitment in fire-disturbed tropical montane habitats. *Forest Ecology and Management*, *566*, 122056.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122056>

- Lüdecke, D., Bartel, A., Schwemmer, C., Powell, C., Djalovski, A., & Titz, J.** (2024). *sjPlot: Data visualization for statistics in social science*.
<https://strengexjacke.github.io/sjPlot/>
- Maidana-Tuco, Y., Pacheco, L. F., Hensen, I., & Gallegos, S. C.** (2024). Weak allelopathic effects of bracken fern on early life stages of native tree species. *Plan Ecology*, 226, 251–263.
<https://doi.org/10.1007/s11258-025-01488-z>
- Marrs, R. H., Le Duc, M. G., Mitchell, R. J., Goddard, D., Paterson, S., & Pakeman, R. J.** (2000). The ecology of bracken: Its role in succession and implications for control. *Annals of Botany*, 85(Suppl B), 3–15.
<https://doi.org/10.1006/anbo.1999.1054>
- McGlone, M. S., Wilmshurst, J. M., & Leach, H. M.** (2005). An ecological and historical review of bracken in New Zealand and its cultural significance. *New Zealand Journal of Ecology*, 29(2), 165–184.
- Pakeman, R. J., Le Duc, M. G., & Marrs, R. H.** (2000). Bracken distribution in Great Britain: Strategies for its control and sustainable management. *Annals of Botany*, 85(Suppl B), 37–46.
<https://doi.org/10.1006/anbo.1999.1053>
- Parques Nacionales Naturales de Colombia.** (2016). *Serranía de los Yariguíes: esfuerzo para la conservación de la biodiversidad*. Parque Nacionales Naturales de Colombia.
- Paz, H., Ortiz-Alcaraz, A., & del-Val, E.** (2022). Effects of *Pteridium caudatum* on vegetation of Socorro Island: Restoration challenges. *Journal for Nature Conservation*, 67.
<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126160>
- Pearson, T. R. H., Burslem, D. F. R. P., Mullins, C. E., & Dalling, J. W.** (2002). Germination ecology of neotropical pioneers. *Ecology*, 83(10), 2798–2807.
[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2798:GEONPI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2798:GEONPI]2.0.CO;2)
- Quintero-León, L.** (2008). *Caracterización y estrategia de monitoreo del recurso hídrico del Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariguíes*. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Resolución 603 de 2005.** [Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial]. Por medio de la cual se declara, reserva y alinda el Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes. 13 de mayo de 2005.
- Ribeiro, S. C., Botelho, S. A., Fontes, M. A. L., Garcia, P. O., & Almeida, H. de S.** (2012). Regeneração natural em áreas dominadas por *Pteridium aquilinum* na Serra da Mantiqueira. *Cerne*, 19(1), 65–76.
<https://doi.org/10.1590/S0104-77602013000100009>
- Rodrigues da Silva, Ú. D. S., & Matos, D. M. S.** (2006). The invasion of *Pteridium aquilinum* and seed bank impoverishment in fire-prone Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, 15(9), 3035–3043.
<https://doi.org/10.1007/s10531-005-4877-z>

- Rodríguez, W. D.** (2017). Familia Dennstaedtiaceae: *Pteridium aquilinum*. En L. D. Cárdenas, M. P. Baptiste, & N. Castaño (Eds.), *Plantas exóticas con alto potencial de invasión en Colombia*. Instituto Humboldt.
- Schwartsburd, P. B., Yañez, A., & Prado, J.** (2018). Formal recognition of six taxa within South American *Pteridium esculentum*. *Phytotaxa*, 333(1), 22–40.
<https://doi.org/10.11646/phytotaxa.333.1.2>
- Slocum, M., Aide, T. M., Zimmerman, J. K., & Navarro, L.** (2000). Vegetación leñosa en helechales y bosque de ribera en República Dominicana. *Moscosoa*, 11, 38–56.
- Tinjacá-Pérez, L., & Roa-Fuentes, L. L.** (2020). Seed bank and seedling recruitment after cattle pasture abandonment. *Journal of Environmental and Soil Sciences*, 5(5), 721–727.
<https://doi.org/10.32474/OAJESS.2020.05.000224>
- Vergara Buitrago, P. A.** (2018). Reconocimiento territorial participativo en la Serranía de los Yariguíes. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 9(2), 217–230.
<https://doi.org/10.22490/21456453.2269>
- Villamizar Durán, F., Cogollo Calderón, A. M., Duarte Sánchez, I., & Moreno Valderrama, H.** (2018). La restauración ecológica en el Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes. En L. F. Prado-Castillo et al. (Eds.), *Caminando entre huellas de Yariguíes*. Editorial UPTC/Búhos Editores.
- Zeileis, A.** (2006). Object-oriented computation of sandwich estimators. *Journal of Statistical Software*, 16.
<http://www.jstatsoft.org/>
- Zhou, S., Dong, W., Chen, X., Zhang, X., Wen, J., & Schneider, H.** (2014). How many species of bracken (*Pteridium*) are there? *Taxon*, 63(3), 509–521.
<https://doi.org/10.12705/633.9>

ANEXOS



Anexo 1. Detalles de la metodología de campo. a. Área de estudio. b. Vegetación asociada. c. Detalles de las parcelas de vegetación. d. Corte de helecho. e. Marcado de parcela. f. Marcado de plántula de *Clethra* sp. 1. g. Marcado de plántula de *Myrsine* sp. 1.

Anexo 2. Abundancia de plántulas (taxa) registrada en áreas dominadas por helechos en Golconda - Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariguíes, Colombia.

Taxa	Abundancia	Taxa	Abundancia
<i>Myrsine</i> sp 1	144	Asteraceae sp. 3	5
<i>Chromolaena</i> sp. 1	74	Melastomataceae sp. 2	5
<i>Clidemia</i> sp. 1	49	Asteraceae sp. 6	4
<i>Clethra</i> sp. 1	43	<i>Calea</i> sp. 1	4
<i>Andesanthus</i> sp. 1	33	<i>Piper</i> sp. 1	4
<i>Blepharodon</i> sp. 1	25	<i>Psychotria</i> sp. 1	4
<i>Clidemia</i> sp. 2	24	Myrtaceae sp. 1	3
<i>Coccocypselum</i> sp. 1	22	<i>Oligactis</i> sp. 1	3
<i>Piper</i> sp. 2	16	<i>Weinmania</i> sp. 1	3
<i>Ageratina</i> sp. 1	13	<i>Miconia</i> sp. 1	2
<i>Chaetolepis</i> sp. 1	11	Asteraceae sp. 4	1
Melastomataceae sp. 1	11	Cyperaceae sp. 1	1
<i>Viburnum</i> sp. 1	9	Ericaceae sp. 1	1
<i>Miconia</i> sp. 3	9	<i>Miconia</i> sp. 2	1
Lauraceae sp. 1	7	<i>Rubus</i> sp. 1	1
<i>Vismia</i> sp. 1	7	<i>Siphocampylus</i> sp. 1	1
Orchidiaceae sp. 1	6	Total	546

Anexo 3. Abundancia de plántulas (taxa) registrada en áreas dominadas por helechos en Golconda - Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariguíes, Colombia.

Taxa	Abundancia	Taxa	Abundancia
<i>Myrsine</i> sp. 1	144	Asteraceae sp. 3	5
<i>Chromolaena</i> sp. 1	74	Melastomataceae sp. 2	5
<i>Clidemia</i> sp. 1	49	Asteraceae sp. 6	4
<i>Clethra</i> sp. 1	43	<i>Calea</i> sp. 1	4
<i>Andesanthus</i> sp. 1	33	<i>Piper</i> sp. 1	4
<i>Blepharodon</i> sp. 1	25	<i>Psychotria</i> sp. 1	4
<i>Clidemia</i> sp. 2	24	Myrtaceae sp. 1	3
<i>Coccocypselum</i> sp. 1	22	<i>Oligactis</i> sp. 1	3
<i>Piper</i> sp. 2	16	<i>Weinmannia</i> sp. 1	3
<i>Ageratina</i> sp. 1	13	<i>Miconia</i> sp. 1	2
<i>Chaetolepis</i> sp. 1	11	Asteraceae sp. 4	1
Melastomataceae sp. 1	11	Cyperaceae sp. 1	1
<i>Viburnum</i> sp. 1	9	Ericaceae sp. 1	1
<i>Miconia</i> sp. 3	9	<i>Miconia</i> sp. 2	1
Lauraceae sp. 1	7	<i>Rubus</i> sp. 1	1
<i>Vismia</i> sp. 1	7	<i>Siphocampylus</i> sp. 1	1
Orchidiaceae sp. 1	6	Total	546

