



UNL

Universidad
Nacional
de Loja

Universidad Nacional de Loja

Facultad Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables

Carrera de Ingeniería Forestal

Evaluación del manejo de áreas de páramo antrópico afectadas por incendios forestales y ocupadas por *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Llashipa) en el Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”

*Trabajo de Integración Curricular
previa ala obtención del título de
Ingeniera Forestal*

AUTORA:

Jhoana Elizabeth Tillaguango Pintado

DIRECTOR:

Ing. Luis Fernando Muñoz Chamba Msc

Loja – Ecuador

2022

Certificación

Loja, 17 de agosto de 2022

Ing. Luis Fernando Muñoz Chamba MSc.

DIRECTOR DEL TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR

Certifico:

Que he revisado y orientado todo proceso de la elaboración del Trabajo de Integración Curricular denominado: **Evaluación del manejo de áreas de páramo antrópico afectadas por incendios forestales y ocupadas por *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Llashipa) en el Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”** de autoría de la estudiante **Jhoana Elizabeth Tillaguango Pintado**, con cedula de identidad Nro. 1150039004, previa a la obtención del título de **Ingeniera Forestal**. Una vez que el trabajo cumple con todos los requisitos estipulados por la Universidad Nacional de Loja, apruebo y autorizo su presentación para los trámites de titulación.


Ing. Luis Fernando Muñoz Chamba MSc

DIRECTOR DEL TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR

Ciudad Universitaria “Guillermo Falconí Espinosa” Casilla letra “S”

Teléfono: 2547 – 252 Ext. 101: 2547-200

dirección.cif@unl.edu.ec

Autoría

Yo, **Jhoana Elizabeth Tillaguango Pintado**, declaro ser autora del presente Trabajo de Integración Curricular y eximo explícitamente a la Universidad Nacional de Loja y a sus representantes jurídicos, de posibles reclamos o acciones legales, por el contenido del mismo. Adicionalmente acepto y autorizo a la Universidad Nacional de Loja, la publicación de mi Trabajo de Integración Curricular en el Repositorio Institucional-Biblioteca Virtual.



Autora: Jhoana Elizabeth Tillaguango Pintado

C.I. 1150039004

Loja, 22/11/2022

Correo electrónico: jhoana.tillaguango@unl.edu.ec / jhanatillaguango@gmil.com

Celular: 0990402746

Carta de autorización por parte de la autora, para la consulta, reproducción parcial o total y/o publicación electrónica del texto completo, de Trabajo de Integración Curricular

Yo, **Jhoana Elizabeth Tillaguango Pintado**, declaro ser autora del presente trabajo de Integración Curricular denominado **Evaluación del manejo de áreas de páramo antrópico afectadas por incendios forestales y ocupadas por *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Llashipa) en el parque universitario “Francisco Vivar Castro”**; como requisito para optar el título de **Ingeniera Forestal**, autorizo al Sistema Bibliotecario de la Universidad Nacional de Loja para que, con fines académicos, muestre la producción intelectual de la Universidad, a través de la visibilidad de su contenido de la siguiente manera en el Repositorio Digital Institucional (RDI).

Los usuarios pueden hacer uso de este documento para consultas de los contenidos de este trabajo en el RDI, en las redes de información del país y del exterior con las cuales tenga convenio la Universidad.

La Universidad Nacional de Loja no se responsabiliza por el plagio o copia del Trabajo de Integración Curricular que realice un tercero.

Para constancia de esta autorización, en la ciudad de Loja, a los veintidós días del mes de noviembre del dos mil veintidós.



Autora: Jhoana Elizabeth Tillaguango Pintado

C.I.: 1150039004

Dirección: Loja, Ciudadela “Sol de los Andes”

Correo electrónico: jhoana.tillaguango@unl.edu.ec

Celular: 0990402746

DATOS COMPLEMENTARIOS

Director del Trabajo de Integración Curricular:

Ing. Luis Fernando Muñoz Chamba Mg. Sc.

Dedicatoria

Quiero dedicar el presente trabajo primeramente a mis padres y a mis hermanos, ya que han sido el pilar fundamental en todo mi proceso de formación académica y personal, siempre apoyándome en cada uno de mis aciertos y desaciertos, gracias a todo su amor, cariño, consejos, a sus alientos y a todo su apoyo incondicional, he podido llegar hasta donde estoy ahora.

También quiero dedicar este trabajo a la persona más maravillosa e increíble que llego a darle sentido a mi vida, que me dio el título más valioso que puede tener una mujer, el de “mamá”, a mi hijo bello, que fue una de las razones por la que no me rendí pese a todos los obstáculos, él fue mi impulso y mi motivación más poderosa para seguir y no darme por vencida.

Jhoana Tillaguango

Agradecimiento

Quiero agradecer primeramente a Dios y a la Virgen Santísima, por haberme brindado salud, sabiduría y fortaleza, para terminar con éxito el presente trabajo de titulación.

Agradezco también a mi familia, especialmente a mis padres, mis hermanos y a mi hijo, por estar conmigo en las buenas y el malas, siempre apoyándome incondicionalmente, convirtiéndose en mi fuerza y mi aliento para seguir adelante.

De igual forma agradezco a mis compañeros de clase, especialmente a mis amigos, quienes se convirtieron en algo muy importante en mi vida, siempre estuvieron ahí para apoyarme emocional y académicamente. Agradezco también a todos los amigos y conocidos, que me brindaron su mano amiga, apoyándome para que yo pueda estudiar.

También estoy muy agradecida con todos los docentes, que me ayudaron en mi proceso de formación académica y profesional, especialmente a mi director de tesis, quien a más de ser mi docente tutor es un gran amigo, actuando de manera empática y comprensiva durante pequeños inconvenientes que se presentaron en el transcurso del presente trabajo, siempre preocupándose por el bienestar de sus estudiantes, es por ello, que me quedo muy agradecida por su ayuda, su enseñanza y sus grandes consejos.

Jhoana Tillaguango

Índice de contenido

Portada	i
Certificación	ii
Autoría	iii
Carta de autorización	iv
Dedicatoria	v
Agradecimiento	vi
Índice de contenido	vii
Índice de tablas	x
Índice de figuras	xi
Índice de anexos	xii
1. Título	1
2. Resumen	2
2.1. Abstract	3
3. Introducción	4
4. Marco teórico	6
4.1. Restauración Ecológica e Incendios Forestales	6
4.1.1. Concepto, objetivo y estrategias de restauración ecológica	6
4.1.2. Degradación de ecosistemas.....	7
4.1.3. Incendios forestales, concepto y causas	7
4.1.4. Impactos de los incendios forestales en la flora	9
4.1.5. Especies invasoras, concepto e impacto en la biodiversidad	9
4.1.6. Descripción y ecología de <i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon.....	10
4.1.7. Experiencias de erradicación de <i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon en páramos	11
4.1.8. Experiencias de restauración en páramos.....	12
4.2. Parque Universitario Francisco Vivar Castro	13
4.2.1. Descripción general del PUFVC	13
4.2.2. Coberturas vegetales del PUFVC.....	14
4.2.3. Investigaciones realizadas en el páramo antrópico del PUFVC	15
4.3. Parámetros estructurales de la vegetación.....	16
4.3.1. Densidad absoluta (DA)	16
4.3.2. Densidad relativa (DR).....	16
4.3.3. Dominancia relativa (DmR)	17

4.3.4. Frecuencia relativa (FR).....	17
4.3.5. Índice de Valor de Importancia (IVI).....	17
5. Metodología.....	18
5.1. Área de estudio.....	18
5.2. Características físicas	19
5.3. Diseño de muestreo y tamaño de la muestra.....	19
5.4. Metodología para caracterizar el estado actual de <i>Pteridium arachnoideum</i> y la vegetación asociada al páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”	20
5.4.1. Caracterización del estado actual de <i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon.....	20
5.4.2. Caracterización de la vegetación del páramo antrópico asociada a <i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon	21
5.5. Metodología para evaluar el efecto del manejo de áreas ocupadas por <i>Pteridium arachnoideum</i> en el páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro” ...	23
5.5.1. Tratamiento testigo (T0)	23
5.5.2. Tratamiento 1 (T1).....	23
5.5.3. Evaluación del efecto del manejo de <i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon.....	23
6. Resultados	25
6.1. Caracterización del estado actual de <i>Pteridium arachnoideum</i> y la vegetación asociada al páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”	25
6.1.1. Estado actual de <i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon.....	25
6.1.2. Caracterización de la vegetación del páramo antrópico asociada a <i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon	27
6.2. Evaluación del efecto del manejo de áreas ocupadas por <i>Pteridium arachnoideum</i> en el páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”	29
6.2.1. Efecto en la composición florística	29
6.2.2. Efecto en la riqueza específica y abundancia.....	30
6.2.3. Efecto en nuevos ingresos y crecimiento de las plantas.....	30
7. Discusión.....	32
7.1. Caracterización del estado actual de <i>Pteridium arachnoideum</i> y la vegetación asociada al páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”	32
7.1.1. Estado actual de <i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon.....	32
7.1.2. Caracterización de la vegetación del páramo antrópico asociada a <i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon	34

7.2. Evaluación del efecto del manejo de áreas ocupadas por <i>Pteridium arachnoideum</i> en el páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”	37
7.2.1. Efecto en la composición florística.....	37
7.2.2. Efecto en la riqueza específica y abundancia	37
7.2.3. Efecto en ingresos y crecimiento de las plantas	38
8. Conclusiones.....	40
9. Recomendaciones.....	41
10. Bibliografía.....	42
11. Anexos.....	51

Índice de tablas

Tabla 1. Categorías de disposición espacial en función de la variación de número de individuos por parcela.	21
Tabla 2. Escala de abundancia y dominancia de Braun-Blanquet	21
Tabla 3. Matriz para la toma de datos de la vegetación presente en cada parcela instalada en el páramo antrópico del PUFVC.....	22
Tabla 4. Ecuaciones para determinar los parámetros estructurales de la vegetación.....	22
Tabla 5. Parámetros poblacionales y estadísticos para <i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon en el páramo antrópico del PUFVC.....	25
Tabla 6. Valores de parámetros estructurales de las 10 especies que presentaron IVIs más altos en el páramo antrópico del PUFVC.....	27
Tabla 7. Grado de cobertura vegetal promedio de la vegetación herbácea del páramo antrópico en el PUFVC.	28
Tabla 8. Tabla resumen del tipo de asociación de las especies arbustivas del páramo antrópico del PUFVC con <i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon.....	29
Tabla 9. Valores del índice de Similitud de Sorensen, datos cualitativos, para la composición florística entre y dentro de grupos.....	29
Tabla 10. Comparación de medias mediante la prueba Wilcoxon dentro de los grupos tratamiento (T1) y testigo (T0) para las variables riqueza específica y abundancia.	30
Tabla 11. Comparación de medias mediante la prueba de los rangos con signo de Wilcoxon entre los grupos tratamiento (T1) y testigo (T0) para las variables nuevos ingresos, crecimiento en altura y diámetro de las plantas.....	31

Índice de figuras

Figura 1. Ubicación espacial del Páramo antrópico del Parque Universitario "Francisco Vivar Castro"	18
Figura 2. Diseño de parcelas y subparcelas para la caracterización y evaluación de tratamientos de restauración.....	19
Figura 3. Estructura poblacional de <i>Pteridium arachnoideum</i> en el páramo antrópico con base en clases de altura.	26
Figura 4. Cobertura vegetal por parcela de <i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon en el páramo antrópico del PUFVC.....	26

Índice de anexos

Anexo 1. Registro de abundancias de <i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon en las 20 parcelas en el páramo antrópico.....	51
Anexo 2. Registro de alturas de individuos inventariados de <i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon en las 20 parcelas en el páramo antrópico.....	52
Anexo 3. Parámetros estructurales de las especies del páramo antrópico del PUFVC..	53
Anexo 4. Valores del coeficiente de asociación entre <i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon con las especies que crecen en el páramo.	55
Anexo 5. Script de la prueba no paramétrica Wilcoxon para el análisis de riqueza y abundancia entre los grupos.....	56
Anexo 6. Script de la prueba no paramétrica Wilcoxon para las variables ingresos, crecimiento en altura y crecimiento en diámetro basal.	57
Anexo 7. Certificado de traducción.	58

1. Título

Evaluación del manejo de áreas de páramo antrópico afectadas por incendios forestales y ocupadas por *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Llashipa) en el Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”

2. Resumen

Los páramos ecuatorianos han sido afectados por incendios forestales, ocasionando cambios en su estructura, composición florística y facilitando la aparición de especies invasoras. El presente trabajo se desarrolló en el Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”, con la finalidad de contribuir a la restauración del páramo antrópico afectado por incendios forestales mediante el manejo de áreas ocupadas por *Pteridium arachnoideum*. Se evaluó el estado actual de *P. arachnoideum* y su vegetación asociada en 20 parcelas de 5 × 5 m, se midió abundancia, densidad, estructura poblacional, distribución espacial, parámetros estructurales de la vegetación y el grado de asociación de las especies. Para conocer el efecto del manejo de las áreas ocupadas por *P. arachnoideum* se erradicó mecánicamente los individuos de la especie en 20 parcelas de 1 × 1 m (Tratamiento 1) y se comparó con un testigo, las variables evaluadas fueron composición florística, abundancia, riqueza específica, ingresos nuevos y crecimiento de las especies. La información fue analizada mediante estadísticas descriptivas, y la comparación de mediante la prueba no paramétrica Wilcoxon, al no existir normalidad y homocedasticidad de varianzas en los datos. *Pteridium arachnoideum* presentó 1 919 individuos, densidad poblacional de 38 380 ind/ha, distribución espacial agregada. El 46,42 % de las especies del páramo antrópico presentaron una asociación baja, 25 % asociación media y el 28,58 % asociación alta. La composición florística dentro y entre los tratamientos fue similar, los cambios en riqueza de especies, nuevos ingresos y crecimiento de las especies no fueron significativos con el tratamiento T1, a diferencia de la abundancia que si registró cambios significativos. Con la presencia de *P. arachnoideum* en el páramo antrópico se evidencia que las especies y abundancias se encuentran en constante cambio.

Palabras claves: asociación, incendio forestal, invasiva, páramo, restauración, *Pteridium arachnoideum*.

2.1. Abstract

Ecuadorian paramos have been affected by forest fires, causing changes in their structure, floristic composition, and easing the appearance of invasive species. This study was developed in the University Park "Francisco Vivar Castro", to contribute to the restoration of the anthropic paramo affected by forest fires through the management of areas occupied by *Pteridium arachnoideum*. The status of *P. arachnoideum* and its associated vegetation was evaluated in 20 plots of 5 × 5 m. Abundance, density, population structure, spatial distribution, structural parameters of the vegetation, and the degree of association of the species were measured. To assess the effect of the management of the areas occupied by *P. arachnoideum*, their individuals were mechanically eradicated in 20 plots of 1 × 1 m (Treatment 1) and compared with control; the variables evaluated were floristic composition, abundance, specific richness, new individuals, and growth. The information was analyzed using descriptive statistics, and comparison of means using the nonparametric Wilcoxon test, as there was no normality and homoscedasticity of variances in the data. *Pteridium arachnoideum* presented 1 919 individuals, whit a population density of 38 380 ind/ha, and aggregated spatial distribution. The 46.42 % of the species of the anthropic paramo presented a low association, 25 % medium association, and 28.58 % high association. The floristic composition within and between treatments was similar, the changes in species richness, new individuals, and growth of species were not significant with the T1 treatment, unlike the abundance that did register significant changes. With the presence of *P. arachnoideum* in the anthropic paramo, species and abundances are in constant change.

Key words: association, wildfire, invasive, paramo, restoration, *Pteridium arachnoideum*

3. Introducción

Ecuador es catalogado como uno de los 17 países megadiversos en el mundo (Paspuel, 2002; Varea, 2004), no solo por su diversidad de flora y fauna, sino también por el número de ecosistemas existentes. En los últimos años los ecosistemas ecuatorianos han presentado un gran deterioro originado principalmente por la intervención humana, crecimiento demográfico, ampliación de la frontera agrícola, incendios forestales, entre otros (Flohr, 2005; Vargas y León, 2022). Específicamente, la degradación de los ecosistemas conlleva a la pérdida de sus atributos funcionales, su diversidad, reducción de servicios ecosistémicos, entre otros (Vargas y León, 2022), siendo los páramos los ecosistemas más sensibles a estos efectos.

Los páramos son ecosistemas naturales, comprendidos en un rango altitudinal entre los 3 200 a 4 700 m s.n.m., cubren una superficie de 1 833 834 ha que equivale al 5 % del territorio del Ecuador continental (Camacho, 2014; García et al., 2019). Son considerados como biomas estratégicos (Morales y Estévez, 2006), cuya importancia radica en su capacidad de provisión de agua, fijación de carbono, alta diversidad biológica. A pesar de su importancia, estos ecosistemas son frágiles ante la afectación de disturbios naturales y antrópicos, siendo estos últimos los de mayor ocurrencia (Quinatoa, 2018). A escala global el cambio climático constituye su principal amenaza, mientras que, a escala local la agricultura, ganadería, minería, forestación, incendios forestales, entre otros (Chuncho y Chuncho, 2019; Llambí et al., 2012; Morales y Estévez, 2006).

En Ecuador los incendios forestales han ocasionado grandes disturbios en los páramos, con pérdidas de vegetación nativa, modificaciones en sus procesos ecológicos, degradación de los suelos y facilitando la colonización de especies invasoras (Sarango et al., 2019). El proceso de recuperación natural de los páramos depende principalmente del potencial biótico y socio dinámico, el banco de semillas del suelo, individuos reproductivos sobrevivientes, rebrotes con todos sus patrones de regeneración post quema, siendo la regeneración natural de las especies la principal forma de recuperación de las áreas degradadas (Fernandez et al., 2016).

La aparición de especies invasoras afecta la estructura y los atributos funcionales presentes en los ecosistemas. Un ejemplo particular lo constituye *Pteridium arachnoideum*, conocida comúnmente como llashipa, la cual se caracteriza por presentar una alta tolerancia al estrés, a las perturbaciones ambientales y alta resistencia al fuego. La Llashipa es capaz de colonizar inmediatamente áreas que han sido perturbadas, convirtiéndose en una especie

dominante, que modifica la composición y estructura de los diferentes tipos de vegetación (Castro, 2013).

En la provincia de Loja, se encuentra el Parque Universitario “Francisco Vivar Castro” (PUFVC), que alberga una serie de coberturas vegetales, entre ellas el páramo antrópico, ubicado a una altura entre 2 300 a 2 468 m s.n.m, compuesta principalmente por una formación herbácea dominada por *Pteridium arachnoideum* con una cobertura del 50 al 75 % (Sarango et al., 2019). El PUFVC ha sufrido varios incendios forestales durante los últimos 20 años, afectando en parte al páramo antrópico. Para el 2006 se reporta una superficie de 2 ha entre matorral bajo y páramo afectadas por incendios forestales, en el año 2007 alrededor de 10 ha de pino fueron destruidas, y para en el año 2010 una superficie de 7 ha destruyeron los ecosistemas del páramo antrópico y matorral alto (Aguirre y Yaguana, 2014).

Con los antecedentes mencionados, la presente investigación busca acelerar los procesos de restauración pasiva del páramo antrópico del PUFV, así como, desarrollar metodologías que puedan ser replicadas en otros escenarios en similares condiciones, y generar información a escala local que sirva como insumo para los tomadores de decisiones y el desarrollo de planes de acción o intervención en territorio. Para ello se han planteado los siguientes objetivos:

Objetivo general

Contribuir a la restauración del páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro” afectado por incendios forestales mediante el manejo de áreas ocupadas por *Pteridium arachnoideum*.

Objetivos específicos

Caracterizar el estado actual de *Pteridium arachnoideum* y la vegetación asociada al páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”.

Evaluar el efecto del manejo de áreas ocupadas por *Pteridium arachnoideum* en el páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”.

4. Marco teórico

4.1. Restauración Ecológica e Incendios Forestales

4.1.1. Concepto, objetivo y estrategias de restauración ecológica

La restauración ecológica es la aplicación planificada de una serie de técnicas y estrategias utilizadas para recuperar de forma asistida un ecosistema degradado o convertido, ya sea de forma total o parcial; provocadas de manera natural o por medio de intervención antrópica, con respecto a su salud, integridad y sostenibilidad (Aguirre et al., 2013). Es el proceso que sustenta a la regeneración de ecosistemas degradados, dañados o destruidos (Society for Ecological Retoration International [SER], 2008).

La restauración ecológica al ser una intervención asistida, busca recuperar o restablecer la integridad ecológica del ecosistema y la resiliencia que lo acompaña (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [IUCN], 2014). Por lo tanto, tiene como objetivo principal ayudar a la auto regeneración de ecosistemas saludables, autosuficientes y resilientes que presenten un cierto grado de conectividad con el paisaje (SER, 2008).

La restauración ecológica, requiere de un manejo constante, para poder contrarrestar la invasión de especies oportunistas, los impactos de las actividades humanas, el cambio climático, entre otros (Society for Ecological Retoration International [SER], 2004). Existen tres formas básicas para restaurar áreas degradadas (Gálvez, 2002).

- Recuperarla: cubriendo de vegetación la tierra con especies apropiadas.
- Rehabilitarla: mezclando especies nativas y exóticas para recuperar el área.
- Restaurarla: restableciendo con las mismas poblaciones de especies que existían antes.

Según (Lozano et al., 2017) “La restauración ecológica considera cuatro elementos importantes para su manejo exitoso”:

- Mejorar la conservación de la biodiversidad.
- Mejorar los medios de vida de las personas.
- Propiciar la participación local de las personas.
- Mejorar la productividad de un ecosistema (p.9).

Dependiendo el grado de las perturbaciones sobre el ecosistema a restaurar, las estrategias de restauración pueden ser de dos tipos:

- **Restauración pasiva**

Consiste en eliminar o minimizar el agente causante de la degradación, permitiendo que el ecosistema recupere su estructura y funcionalidad por sí mismo. Su estrategia se basa en la

regeneración natural, y es posible en áreas donde la degradación no es muy extensa (Mola et al., 2018).

- **Restauración activa**

Consiste en la intervención directa con el fin de reemplazar o restaurar al ecosistema degradado para garantizar un ecosistema estructurado y funcional, esta estrategia se la implementa cuando la degradación es muy intensa o el ecosistema presenta una baja resiliencia (Mola et al., 2018). En esta estrategia se realiza la plantación de especies florísticas ya sean nativas o exóticas, con material vegetativo proveniente de plantaciones o bosques naturales (Lozano et al., 2017).

4.1.2. Degradación de ecosistemas

Un ecosistema, es un sistema físico y biológico, relativamente autónomo y dinámico, formado por un conjunto de comunidades de organismos, su entorno físico y las relaciones que se establecen entre ellos, las cuales determinan el intercambio de materia y de energía (Flohr, 2005; Pérez, 2015). Cada ecosistema mantiene su propio equilibrio, debido a que está conformado por especies autóctonas que utilizan sus propios recursos y se adaptan a condiciones propia del sitio (Flohr, 2005).

La degradación es un proceso que ocurre aun cuando la cobertura se mantiene. Son cambios en la estructura del bosque, la dinámica y las funciones ecosistémicas, que ocasionan una reducción o pérdida en la calidad de los bosques que pueden llegar a ser irreversibles (Armenteras et al., 2016; Simula, 2009; Thompson et al., 2013). Es un impacto negativo causado como consecuencia de la intervención humana en actividades como la tala selectiva, los incendios forestales y los efectos de borde relacionados a la fragmentación del bosque (Armenteras et al., 2016; Souza et al., 2013).

Todos los ecosistemas, son muy propensos a transformaciones de su espacio geográfico y temporal y su resistencia depende de la intensidad y frecuencia de las actividades que producen ese deterioro. Los ecosistemas pasan procesos de alteración y recuperación de sus componentes y en donde el indicador más importante para monitorear y tomar decisiones es la biodiversidad (Aguirre, 2013).

4.1.3. Incendios forestales, concepto y causas

Existen varias definiciones de incendios forestales. A continuación, se citan los más importantes o usados:

El Reglamento Al Código Orgánico Del Ambiente [COA] (2019) lo define como “El fuego que se extiende sin control sobre todo tipo de vegetación sea esta natural o plantada, que

se produce por la intervención antrópica o por la propia naturaleza; produciendo graves daños ambientales, climáticos, económicos y sociales, en detrimento del patrimonio natural”.

El Ministerio del Ambiente [MAE] (2019) por su parte lo define como “Fenómenos que se producen cuando uno o varios materiales combustibles en zonas cubiertas de vegetación son consumidos de forma incontrolada por el fuego, el cual puede llegar a salirse de control y expandirse muy fácilmente por extensas áreas”.

La Comisión Nacional Forestal (2010) menciona que “Un incendio forestal ocurre cuando el fuego se extiende de manera descontrolada y afecta a los bosques, las selvas o la vegetación de zonas áridas o semiáridas” (p.5).

En pocas palabras los incendios forestales hacen referencia al fuego que se extiende de manera incontrolada sobre la vegetación, ocasionando varios impactos sobre la misma. Sin embargo, se consideran como un factor importante en la naturaleza, principalmente para la sucesión natural de los ecosistemas, ya que cambia sus atributos físicos, químicos y biológicos de la superficie terrestre, la vegetación y hábitats en estos ecosistemas (Pausas, 2012; Sarango et al., 2019).

Los incendios forestales son provocados por múltiples causas, estos pueden naturales o antrópicos, pero el 99 % son causados por la intervención humana, los cuales se les atribuyen a:

- Desconocimiento de la población local sobre el uso del fuego como medio de conversión de uso de suelo.
- Negligencia en el uso del fuego como medio de control de malezas, residuos agrícolas y fauna indeseable.
- Mal uso del fuego en actividades apícolas.
- Quemadas descontroladas, que cause daños a los terrenos y extendiéndose hacia sus exteriores (Sarango et al., 2019).

Las condiciones que influyen para que el fuego se propague pueden ser permanentes y transitorias o de tipo meteorológicas. En las condiciones permanentes se puede conocer las probabilidades de que se produzca el fuego, entre ellas tenemos la composición del combustible, las especies vegetales y la topografía; mientras que las condiciones transitorias nos ayudan a prever los alcances de un incendio, las mismas que pueden ser: la temperatura, humedad relativa, velocidad y dirección del viento y la precipitación pluvial (Comisión Nacional Forestal, 2010).

4.1.4. Impactos de los incendios forestales en la flora

Los incendios forestales generan algunos impactos, asociados a la recurrencia, intensidad y duración del incendio, reflejando su impacto de forma directa o indirecta. Los impactos directos se relacionan con la pérdida de la flora, fauna y la degradación del suelo, mientras que los indirectos incluyen a la contaminación del agua, erosión de suelo y deslizamiento de tierras, entre otras (Úbeda y Sarricolea, 2016).

Los incendios forestales afectan los procesos ecológicos, debido a las diferentes respuestas de la vegetación (Tessler et al., 2016). La vegetación al ser afectada directamente se modifica su estructura, composición y por ende los servicios ecosistemas que ellos generan (Anchaluisa y Suárez, 2013). Así mismo, estas especies responden de una forma diferente al fuego, por su capacidad de tolerancia y sus mecanismos de regeneración que posean (Sarango et al., 2019). Las especies que se adaptan a la temperatura surgida por el incendio se constituyen en la futura regeneración, tal es el caso de las especies pirófitas (Taboada, 2021).

4.1.5. Especies invasoras, concepto e impacto en la biodiversidad

La invasión biológica se da cuando una especie obtiene una ventaja competitiva, combinada con la ausencia de barreras naturales, lo que provoca su proliferación, y por ende facilita su rápida extensión a nuevas áreas, llegando a dominar los ecosistemas receptores (Loïc et al., 2008). Las especies invasoras al igual que las especies pirófitas, son especies que se han adaptado mejor a su hábitat, por lo que no son malas o buenas (Sarango et al., 2019). Son especies, generalmente no nativas, con gran capacidad de dispersión, que se introducen de forma accidental o intencionalmente en un sitio fuera de su hábitat natural, cubren extensas áreas y desplazan a la vegetación nativa (Gutierrez, 2006).

Las especies invasoras, son consideradas como la segunda causa de pérdida de biodiversidad (CONABIO et al., 2006). Provocan graves daños en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas inválidos (Alonso y Castro, 2015). Desplazan a las especies nativas, por competencia directa, modificación de hábitat, sus condiciones biofísicas y la alteración de los regímenes de fuego (Mooney y Cleland, 2001). Además, afectan negativamente a acciones restauración ecológica debido a que promueven la ocurrencia de incendios (Hiremath y Sundaram, 2005).

Las especies invasoras generan dos tipos de impacto: uno que afecta a la estructura causando la homogeneización del paisaje, exclusión de especies nativas y la incorporación de patógenos propias de la especie invasora; y otro que afecta a los atributos funcionales de los

ecosistemas, modificando las relaciones tróficas, las interacciones y los servicios ecosistémicos, etc. (Castro, 2013).

4.1.6. Descripción y ecología de *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon

Especie nativa que pertenece a la familia Dennstaedtiaceae del género *Pteridium*. Es un helecho terrestre, que crece en colonias cuyas frondas alcanzan 4.5 m. Poseen tallos subterráneos, largos, delgados y rastreros, cubiertos de pelos sin escamas, conocidos como rizomas. Produce una gran cantidad de esporas que son dispersadas a grandes distancias por el viento. Todas las frondas son fértiles, pero al momento de liberar sus esporas mueren y generan una gran cantidad de biomasa (Ghorbani et al., 2006). La altura y densidad de sus frondas aumentan cuando está expuesto a plena luz y altas temperatura (Roos et al., 2010), aunque también sobrevive en ambientes sombreados, sin embargo, es susceptible a inviernos severos y heladas (Marrs y Watt, 2006).

El sistema diferenciado de los rizomas para su rápida colonización de nuevas áreas, se debe a que los brotes de sus rizomas se desarrollan rápidamente después de que el suelo es calentado producido por un incendio, mientras que, las frondas se ramifican a partir de ellos, crecen de forma comparativamente lenta (Hartig y Beck, 2003).

Una colonia de helechos establecida puede poseer cerca de 1 500 nudos vegetativos dormantes por metro cuadrado, además sobreviven a podas anuales por un lapso de 20 años. Los *Pteridium* se desarrollan en varias condiciones del suelo, con un pH entre 2.8 hasta 8.6. Ocupan zonas templadas como tropicales, en áreas que van desde los 0 hasta los 3000 m s.n.m (Castro, 2013).

Pteridium arachnoideum es considerada como especie invasora impulsiva. Presenta una alta tasa de dispersión. Una vez establecida se extiende rápidamente sobre extensas áreas que han sido perturbadas o degradadas, convirtiéndose en especie dominante; además de ello, producen una barrera alelopática para la germinación de especies pioneras (Ramírez et al., 2007). La capacidad de invasión retrasa los procesos de restauración ecológica de áreas degradadas, inhibe los procesos de sucesión natural y dispersión de semillas, reduce la germinación, establecimiento de plántulas y crecimiento de otras especies; disminuye la diversidad de especies y provoca un retraso en la recuperación de la estructura y composición de los bosques (Castro, 2013; Ramírez et al., 2007).

Cabe recalcar que la germinación de semillas en áreas cubiertas por helechos se realiza cuando la semilla llega al sustrato, por lo que la acumulación de biomasa podría actuar como una barrera física para el establecimiento de semillas, misma que genera un gran impacto en la

germinación de estas, si la acumulación se ha realizado durante largos periodos de tiempo (Castro, 2013). Una dispersión incontrolada de esta especie podría conllevar al deterioro de aquellas áreas donde se establece exitosamente (Matos y Belinato, 2010).

Aunque algunos investigadores la reportan como especie de alto riesgo de invasión, es considerada como una guía de restauración, utilizada para establecer y regenerar suelos degradados, esto se da por la combinación de características morfológicas y fisiológicas, como sus rizomas subterráneos largos y longevos que se ramifican de forma indefinida (Castro, 2013).

El control de este helecho es muy complicado y requiere realizar tratamientos continuos durante muchos años. Existen tres estrategias más comúnmente utilizadas: el control mecánico (corte de la vegetación de una a tres veces al año), el control químico (aplicación de herbicidas); y el control biológico (uso de artrópodos). Algunos métodos de manejo, como el control químico, presentan efectos secundarios ya que elimina a toda la vegetación asociada (Aguilar, 2014).

4.1.7. Experiencias de erradicación de *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon en páramos

La erradicación de esta especie es un trabajo sumamente complejo, debido principalmente a sus largos rizomas subterráneos lo que imposibilita su eliminación total. Pese a que esta especie impide los procesos de restauración ecológica de áreas degradadas por incendios forestales, no se registran muchos estudios realizados en los páramos, pero sí se encuentran otras investigaciones realizadas en otros ecosistemas, los mismos que se detallan a continuación:

Matos y Belinato (2010) realizaron un estudio sobre la “Interferencia de *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon. (Dennstaedtiaceae) sobre el establecimiento de árboles de la selva tropical”, para determinar si esta especie interfiere en la colonización de árboles, investigando los efectos en la germinación y establecimiento de especies arbóreas. Para ello, se evaluó si existía algún efecto de los productos químicos de lixiviación de las frondas en la germinación de semillas. Además, se realizó una comparación del rendimiento de las plántulas de árboles en un rodal de helechos intacto y un rodal sin helechos, para ello se extrajeron todas las frondas, cuyos resultados demostraron que sí tiene efecto negativo sobre la germinación y desarrollo de especies pioneras.

Roos et al. (2011) en su estudio sobre los “Efectos a corto y largo plazo del control de malezas con pasturas infestadas con *Pteridium arachnoideum* y un intento de regeneración de pasturas abandonadas en el sur del Ecuador”. Realizaron un control mediante 13 tratamientos, como el corte de frondas, varios herbicidas, cobertura con lamina de plástico y combinaciones

alternas de los mismos, además de ello, la siembra de gramíneas. Los autores concluyen que fue imposible la erradicación completa de la maleza en todos de los tratamientos.

Castro (2013) por su parte, realizó un estudio sobre el impacto de la especie invasora *Pteridium arachnoideum* sobre la composición, germinación y el establecimiento de plántulas en un bosque montano bajo. Uno de sus objetivos fue comparar el establecimiento de plántulas de algunas especies pioneras presentes entre áreas invadidas por *P. arachnoideum* y áreas donde el helecho no está presente. Se encontró que la presencia de esta especie sobre las áreas evaluadas no tuvo un efecto significativo sobre el establecimiento de la regeneración natural del bosque.

4.1.8. Experiencias de restauración en páramos

El páramo es una formación alto andina predominada por especies herbáceas o gramíneas. La abundancia y diversidad de formas de vida y especies disminuyen con la humedad (Aguirre, 2013). Presenta una riqueza florística mayor a la de otros ecosistemas, caracterizada por un alto valor de endemismo, alta adaptación morfológica para desarrollarse en ese ambiente. Es importante por su regulación hídrica, debido al balance hídrico positivo y la presencia de neblina, así como también a la presencia de especies que sirven como reservorios de agua, captando el agua y conduciéndola hacia el suelo, lo que ayuda a protegerlo contra la erosión (Hofstede et al., 2003).

Los páramos atraviesan varios procesos, tales como: afectación (ganadería, actividades agrícolas, incendios), tiempo de uso (depende mucho de la severidad y tiempo de uso que se le dé al ecosistema), tiempo de abandono (luego que termina su tiempo útil de producción), proceso de sucesión (dependerá del tiempo de abandono y recuperación del páramo), vida del páramo (páramos del Norte del Ecuador, son suelos profundos, negros; tiene una vida más larga, y los páramos del Sur del país, son suelos superficiales de vida mucho más corta), flora y fauna (fauna indicadora para reutilizar y fauna indicadora para recuperación de páramo) arbustivos (Aguirre, 2013).

Aunque estos ecosistemas son degradados con frecuencia, existen pocos estudios de restauración que se han desarrollado, como por ejemplo, el estudio de Morales (2021), en donde evaluó los efectos de tipo de restauración (activa y pasiva) sobre la riqueza y cobertura vegetal en los páramos de Cotopaxi y Antisana. Sus resultados muestran que los páramos que sufrieron quemas presentaron una mayor riqueza de especies y cobertura vegetal, en comparación con los páramos afectados por el sobrepastoreo y con plantaciones de pino, concluyendo que en zonas más intervenidas el proceso de restauración ecológica avanza más lentamente.

Por otro lado, también existen propuestas de restauración, como la que proponen Calatayud et al. (2010), la cual consiste en restaurar el capital natural (RCN) del páramo arbustivo-herbáceo del cerro Villonaco de la provincia de Loja, el cual alberga una plantación de pino (*Pinus patula*) de 500 ha, cuyos escasos propietarios no dependen económicamente de la extracción de sus recursos.

También existe la guía metodológica para la restauración ecológica en los páramos del Antisana propuesta por Aguirre et al. (2013), que presenta lineamientos básicos a seguir para iniciar un proceso de restauración del páramo de largo plazo.

4.2. Parque Universitario Francisco Vivar Castro

4.2.1. Descripción general del PUFVC

El Parque Universitario es propiedad de la Universidad Nacional de Loja. Fue creado el 18 de mayo de 1983, mediante resolución del Honorable Consejo Universitario, declarándolo Parque de Educación Ambiental y Recreación de la Universidad Nacional de Loja “Francisco Vivar Castro”. Fue concebido como un escenario muy importante para la educación, investigación y recreación, para propiciar una relación directa de los estudiantes de la UNL, la población de Loja y la naturaleza, sirviendo de laboratorio para la investigación (Aguirre y Yaguana, 2014; Cueva, 2018; Palacios, 2012).

Tiene como fines: “Contribuir a la conservación de los recursos naturales del Ecuador, a través de la concienciación y educación ambiental de la colectividad lojana y ecuatoriana, mediante el aprovechamiento de los diferentes espacios e infraestructura que posee el PUEAR”; y, “Complementar la enseñanza y aprendizaje de los futuros profesionales de las ciencias agrícolas de la Universidad Nacional de Loja, mediante prácticas en las áreas de ecología, botánica, suelos, fauna, biodiversidad e hidrología” (Aguirre y Yaguana, 2014).

El Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”, está ubicado en la ciudad de Loja, ciudadela Universitaria “Guillermo Falconí Espinosa”, tiene una superficie total de 96 ha, presenta un rango altitudinal de 2 130 a 2 520 m s.n.m (Aguirre y Yaguana, 2014). Presenta una precipitación media anual de 955 mm/año, temperatura media anual 16,6 °C, humedad relativa media 71,96 %, evaporación media 111,33 mm y una velocidad del viento de 3,64 – 5,44 m/s. Según Köppen el tipo de clima es templado lluvioso, mesotérmico, frío e isotermal; bioclima subhúmedo templado y una zona de vida bs-MB (bosque seco montano bajo) (Palacios, 2012).

El PUFVC limita al Norte con la cuenca de la quebrada León Huayco, desde la carretera a Vilcabamba hasta la cresta de la Cordillera Oriental; al Sur con terrenos de colonos desde el

Jardín Botánico hacia arriba de la Cordillera Oriental; al Este con el filo de la Cordillera Oriental en el sector Zamora Huayco; y al Oeste con la carretera a Vilcabamba.

4.2.2. Coberturas vegetales del PUFVC

El PUFVC pese a su extensión presenta una diversidad de ecosistemas que se diferencian por su estructura, composición y su función, los cuales son: el bosque natural, matorral alto, matorral bajo, páramo antrópico, pastizales y plantaciones forestales de pino y eucalipto (Aguirre y Yaguana, 2014).

- **Bosque natural**

Este ecosistema se extiende en una superficie de 12,93 ha, equivalente al 13,46 % del área total del PUFVC, ubicado a una altitud de 2 250 m s.n.m. Esta es la cobertura boscosa de máximo crecimiento y desarrollo, se caracteriza por presentar una excelente diversidad florística presente en sus diferentes estratos: árboles, arbustos, hierbas, además de especies parásitas y epífitas. Son zonas de difícil acceso debido a la estructura de la vegetación y a la topografía del terreno, además presenta suelos negros profundos, con una buena capa de materia orgánica. A este ecosistema se incluye el bosque de nogal (*Juglans neotropica*) con un área de 2,91 ha (3,03 %) y el bosque de aliso (*Alnus acuminata*) con una extensión de 2,45 ha (2,55 %) (Aguirre y Yaguana, 2014).

- **Matorral alto**

Este tipo de ecosistema presenta una extensión de 28,4 ha lo que corresponde al 29,58 % del área total del PUFVC Debido a la destrucción del bosque primario, este ecosistema se caracteriza por presentar especies secundarias, con una cobertura vegetal compuesta por dos estratos: arbustivo y herbáceo, y una gran cantidad de especies inferiores que forman la cobertura del suelo, protegiéndolo de la erosión y la pérdida de humedad (Aguirre y Yaguana, 2014).

- **Matorral bajo**

Este tipo de ecosistema se encuentra ubicado en las zonas altas con fuertes pendientes, y cubre una superficie de 14,27 ha lo que representa el 14,86 % del PUFVC. Debido a la destrucción del bosque provocado por incendios forestales, está constituido por vegetación secundaria conformada por arbustos, hierbas y plantas inferiores. Este ecosistema cumple una función muy importante ya que ayuda en la protección del suelo y del nacimiento de vertientes de agua (Aguirre y Yaguana, 2014).

- **Paramo antrópico**

El páramo antrópico está ubicado en un rango altitudinal de 2 380 a 2 468 m s.n.m. sobre terrenos con pendientes mayores a 35 %, ocupa un área de 20,58 ha lo que constituye un 21,44 % del área total de parque universitario. Está formado por vegetación herbácea perenne, dominada por *Calamagrostis intermedia* (J. Presl) Steud. y *Puya eryngioides* André que forman una vegetación densa, con una gran capacidad de retención de agua que ayuda a su conservación. Esta cobertura vegetal ha sufrido alteraciones en la estructura y composición de su vegetación, que ha traído como consecuencia la degradación de los suelos, especialmente por el proceso de lixiviación, así como también, la colonización de especies invasoras como *Pteridium arachnoideum* (Aguirre y Yaguana, 2014).

- **Pastizales**

Son pastos naturales que se localizan en la parte baja del parque universitario, ocupa un área de 0,65 ha, equivaliendo un 0,68 % del área total. Estos pastos se encuentran asociados a especies forestales y frutales, constituyendo en un llamativo muestrario de flora útil en la Hoya de Loja (Aguirre y Yaguana, 2014).

- **Plantaciones forestales**

El PUFVC cuenta con dos plantaciones forestales de eucalipto y pino, cubren una superficie de 13,83 ha que representan el 14,4 % del área total del parque. En estas plantaciones encontramos 12 especies de *Eucalyptus* spp. y 11 especies de *Pinus* spp.; bajo su dosel se encuentra un sotobosque formado por 20 especies nativas que corresponden a 14 familias de flora (Aguirre y Yaguana, 2014).

4.2.3. Investigaciones realizadas en el páramo antrópico del PUFVC

El PUFVC se ha concebido como un escenario muy importante para la educación e investigación de los estudiantes de la Universidad Nacional de Loja, a continuación, se detallan algunos estudios realizados en el páramo antrópico.

Sarango et al. (2019), estudió el Impacto ecológico de un incendio forestal en la flora del páramo antrópico del “Parque Universitario de Educación Ambiental y Recreacional Francisco Vivar Castro” de la ciudad de Loja. Se realizó la caracterización cualitativa y cuantitativa de los impactos ecológicos. Sus resultados demuestran que el incendio forestal fue superficial con una intensidad moderada, en donde fue afectada el 75% de la vegetación arbórea y arbustiva, y un 25% de la vegetación herbácea, de las cuales *Pteridium arachnoideum* presentó la mayor cobertura. Los autores concluyen que el páramo necesitó 12 meses para absorber los impactos ambientales identificados.

Sánchez (2021), realizó un estudio del Banco de semillas del suelo en el páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro” (PUFVC), Loja, Ecuador, con el propósito de contribuir al conocimiento ecológico de los páramos antrópicos en el Parque Universitario “Francisco Vivar Castro” mediante el estudio de su banco de semillas del suelo. En el que se registró siete especies y 60 individuos, siendo el 91,67 % herbáceas, 8,33 % arbustivas. La especie con índice de velocidad germinativa mayor fue *Puya eryngioide*. La similitud entre la vegetación existente y el banco de semillas del páramo antrópico es de 15 % con tres especies compartidas *Calamagrostis intermedia*, *Commelina diffusa* y *Puya eryngioides*, mientras que *Bidens squarrosa*, *Palicourea* sp., *Sporobolus* sp. y la especie indeterminada son exclusivas del banco de semillas del suelo. Por lo tanto, se deduce que a futuro las especies que germinan del banco de semillas del suelo podrían formar una comunidad vegetal diferente a la actual.

4.3. Parámetros estructurales de la vegetación

Los parámetros estructurales de la vegetación son una serie de indicadores utilizados para describir la estructura de la vegetación, principalmente del bosque, y con ello conocer cómo se encuentran distribuidos los individuos de las especies en un espacio disponible, la competencia entre las especies y la identificación de estratos (Lamprecht, 1990).

Aguirre (2019) menciona algunos parámetros estructurales utilizados para el estudio de la vegetación, bosque principalmente, los mismos que se describen a continuación:

4.3.1. Densidad absoluta (DA)

Es el número de individuos o abundancia de una o todas las especies en relación con una unidad espacial (Aguirre, 2019), es decir, es el número de individuos por unidad de área (Smith y Smith, 2014).

Para su cálculo no se necesita contar con todos los individuos de la zona, sino que se lo puede hacer en muestras en áreas representativas (Aguirre, 2019), pero esta densidad puede variar notablemente debido a que los individuos no son igual de numerosos a lo largo de la zona de distribución geográfica de la población y no ocupan todo el espacio disponible debido a que no todas las áreas son adecuadas, (Smith y Smith, 2014).

4.3.2. Densidad relativa (DR)

Permite definir la abundancia de las especies vegetales, ya que es el número de individuos por especie relacionada al total de individuos de la población, es decir, es la proporción del número total de individuos de todas las especies. Se expresa como el porcentaje

del número total de individuos por especie dividido para el número total de individuos (Aguirre, 2019).

4.3.3. Dominancia relativa (*DmR*)

Es el porcentaje de biomasa (área basal) que proporciona una especie dividida para el total de área basal del conjunto de individuos de una especie y el área muestreada; se calcula como la proporción de una especie en el área total evaluada, expresada en porcentaje. También se la conoce como grado de cobertura de las especies, debido a que es el espacio ocupado por las mismas (Aguirre, 2019).

4.3.4. Frecuencia relativa (*FR*)

Permite identificar el número de veces en que se repite una especie en una determinada área. Se expresa como el porcentaje del número de parcelas en las que se encuentra la especie dividida para el total de las frecuencias de todas las especies (Aguirre, 2019).

4.3.5. Índice de Valor de Importancia (*IVI*)

Indica la importancia de una especie dentro de una comunidad, la cual nos permite comparar el peso ecológico de cada especie dentro del ecosistema. Si el IVI es alto significa que es ecológicamente dominante, absorbe muchos nutrientes y controla un alto porcentaje de energía entrante a ese ecosistema. Si no existe IVI significa que existen cambios sustanciales en la estabilidad de ese ecosistema (Aguirre, 2019). El Índice de Valor de Importancia es la suma de la densidad relativa, dominancia relativa de una especie dentro de una comunidad (Smith y Smith, 2014), cuyos resultados pueden variar entre 0,0 a 1,0 o de 0 a 100 (Aguirre, 2019).

5. Metodología

5.1. Área de estudio

La investigación se desarrolló en el Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”, localizado a 5 km de la ciudad de Loja en la Ciudadela Universitaria “Guillermo Falconí Espinosa”, bajo la administración de la Universidad Nacional de Loja, tiene una superficie total de 99 ha, en un rango altitudinal de 2 130 a 2 520 m s.n.m. Se encuentra localizado entre las coordenadas geográficas: 79° 11' 07" y 79° 12' 03" Longitud Oeste; 04° 01' 37" y 04° 02' 02" Latitud Sur (Aguirre y Yaguana, 2014).

El estudio se realizó en el páramo antrópico (Figura 1), localizado entre los 2 380 a 2 468 m s.n.m y ocupa un área de 20,58 ha; además, este escenario fue afectado por un incendio forestal en el año 2017 y sus efectos se han reflejado en su composición y estructura, dando paso al establecimiento y dominancia de *Pteridium arachnoideum* con una cobertura mayor al 75% (Sarango et al., 2019).

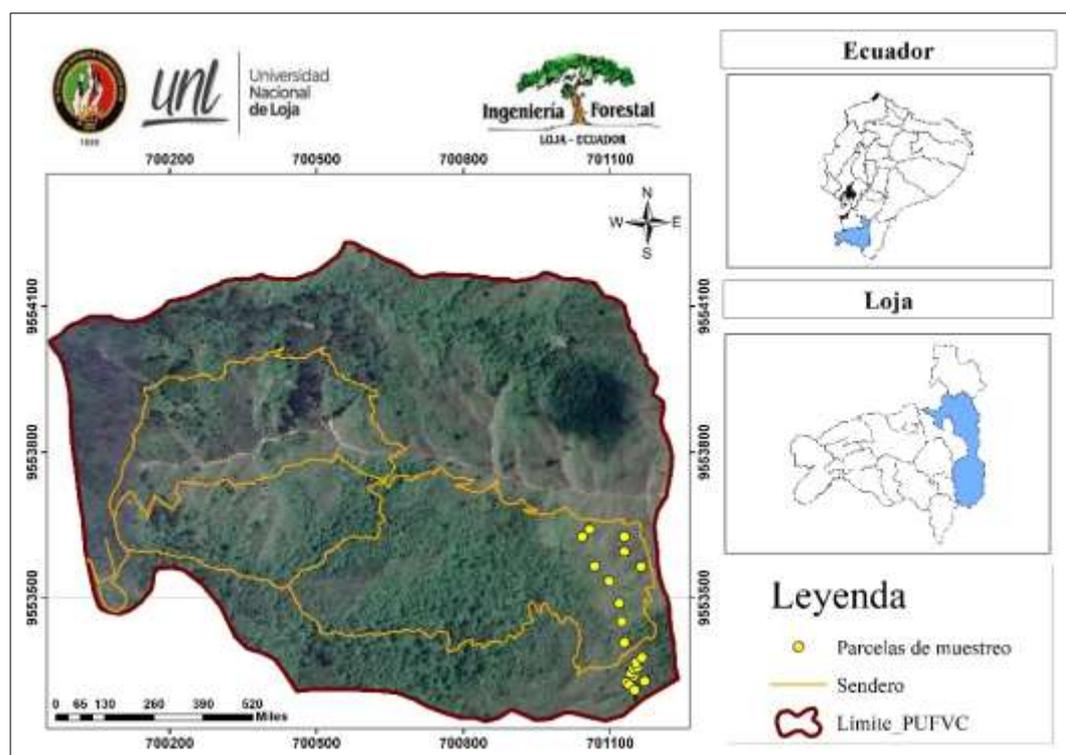


Figura 1. Ubicación espacial del Páramo antrópico del Parque Universitario "Francisco Vivar Castro"

5.2. Características físicas

De acuerdo con los datos de la estación meteorológica “La Argelia”, el PUFVC presenta una precipitación media anual de 955 mm/año, temperatura media anual de 16,2 °C; humedad relativa de 71,56 %, velocidad máxima del viento de 5,44 m/s, y una velocidad mínima del viento de 3,64 m/s. Según la clasificación climática de Köppen el tipo de clima es Templado lluvioso, mesotérmico, frío e isotermal; su bioclima es Subhúmedo templado y la zonas de vida según la clasificación de Holdridge es Bs-MB (Bosque seco Montano Bajo) (Palacios, 2012).

El suelo del PUFVC se caracteriza por poseer una textura predominantemente franco arenoso, con un pH extremadamente ácido, cuyo contenido de materia orgánica varía de medio a muy alto, en cuanto a los macronutrientes presenta un nitrógeno con valor mediano, fósforo y potasio con valores bajos (Aguirre et al., 2019).

5.3. Diseño de muestreo y tamaño de la muestra

En el páramo antrópico se instalaron 20 parcelas permanentes de 5 × 5 m, separadas por una distancia de 20 m cada una, en el año 2017 y 2022 (Patiño, 2022, *en prepar.*; Sarango et al., 2019). En las dos esquinas diagonales de cada parcela se ubicaron dos subparcelas de 1 × 1 m, delimitadas con piola y estacas, considerando siempre la orientación de la pendiente (Figura 2). En total el tamaño de la muestra fue de 40 subparcelas de 1 × 1 m.

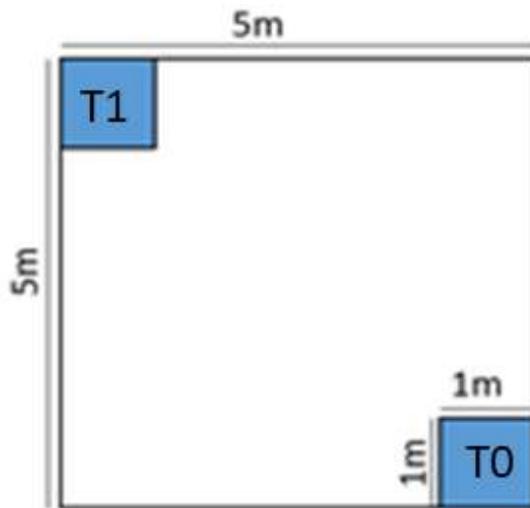


Figura 2. Diseño de parcelas y subparcelas para la caracterización y evaluación de tratamientos de restauración, en donde, T0 representa al testigo y T1 al tratamiento 1.

5.4. Metodología para caracterizar el estado actual de *Pteridium arachnoideum* y la vegetación asociada al páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”

5.4.1. Caracterización del estado actual de *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon

Para caracterizar el estado actual de la especie *Pteridium arachnoideum* se evaluó algunas características estructurales como abundancia, densidad, estructura poblacional en función de clases de altura y distribución espacial (Muñoz et al., 2021), que se describen a continuación.

- **Abundancia**

Es el número total de individuos de cada especie presentes en las 20 parcelas.

- **Densidad poblacional**

Se obtuvo mediante la abundancia determinada de las 20 parcelas de 5×5 m, distribuidas en el páramo. Se calculó mediante la relación entre el número total de individuos de una especie encontrados ($\sum xi$) y la superficie muestreada (A).

- **Estructura por alturas**

Se clasificó los individuos en clases de altura, obtenidas a partir de plantas mayores a 5 cm. Su estructura se representó en un histograma de frecuencias, en el eje de las abscisas la distribución por clases de alturas y en el eje de las ordenadas el número total de individuos de la especie.

- **Distribución espacial**

Se determinó en base al índice de la razón Varianza media, para ello se utilizó la fórmula:

$$I = \frac{S^2}{x}$$

Donde

S^2 = Varianza de los organismos

X= Media de los organismos

Para determinar si el valor del coeficiente de dispersión (I) se desvía significativamente de la unidad, se efectuó una prueba de hipótesis con un nivel de significancia de $\alpha = 0,05$: aplicando el estadístico de prueba:

$$t = \frac{\left(\frac{S^2}{\bar{x}}\right) - 1}{\sqrt{(2/(N - 1))}}$$

El tipo de dispersión se lo realizó en función de la Tabla 1

Tabla 1. Categorías de disposición espacial en función de la variación de número de individuos por parcela.

Disposición	Variación de número de individuos por parcela		
Azar	Distribución en Poisson	Varianza = media	1
Agregada	Mayor a lo esperado	Varianza > media	>1
Uniforme	Menor a lo esperado	Varianza < media	<1

Fuente Muñoz et al. (2021)

Además, se calculó el porcentaje de cobertura de *Pteridium arachnoideum*, dentro de cada parcela, para ello se estimó la cobertura de cada cuadrante para sacar un valor total, siguiendo la metodología empleada por Braun Blanquet (Alcaraz, 2013) propuestas en la Tabla 2.

Tabla 2. Escala de abundancia y dominancia de Braun-Blanquet

Índice	Porcentaje de cobertura
R	Individuos raros o únicos con pequeña cobertura.
(+)	Pocos individuos y pequeña cobertura.
1	Abundante, pero con un valor de cobertura bajo o bien pocos individuos, pero con valor de cobertura mayor.
2	Cualquier número de individuos que cubran 5 – 25 % del área.
3	Cualquier número de individuos que cubran 25 - 50 % del área.
4	Cualquier número de individuos que cubran 50 - 75 % del área.
5	Cualquier número de individuos que cubran 75 % del área.

Fuente Alcaraz (2013).

5.4.2. Caracterización de la vegetación del páramo antrópico asociada a *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon

Para caracterizar la composición florística asociada al páramo antrópico se realizó la identificación cualitativa y cuantitativa de las especies vegetales, para ello se contabilizó solo los individuos mayores a 5 cm de altura. Cada individuo fue etiquetado con una cinta de color rojo con su respectivo código y registrada en una hoja de campo (Tabla 3). Se siguió las recomendaciones de Aguirre (2019), misma que contiene los ítems de las características principales a identificar y medir de cada individuo como: diámetro basal y altura total. Para las especies que no se pudo identificar en campo, se colectó una muestra botánica y se la llevó al Herbario “Reinaldo Espinosa” de la Universidad Nacional de Loja para su posterior identificación.

Tabla 3. Matriz para la toma de datos de la vegetación presente en cada parcela instalada en el páramo antrópico del PUFVC.

Coordenadas UTM:			Lugar:			
Parcela N°:			Fecha:			
Altitud (msnm):			Pendiente (%):			
Breve descripción del sitio						
N°	Nombre común	Nombre científico	Diámetro (mm)		Altura (cm)	Observaciones
			Dm1	Dm2		

Fuente Aguirre (2019)

Para la determinación de los diámetros basales se utilizó un calibrador, se tomó dos medidas en la base de los tallos a 1 cm del suelo, y se obtuvo un promedio. La altura total se midió con un flexómetro, que se ubicó en la base del tallo hasta el ápice final de la planta.

a) Parámetros estructurales de la vegetación

Se calculó los parámetros estructurales de la vegetación del páramo antrópico, siguiendo las recomendaciones planteadas por Aguirre (2019), descrita en la Tabla 4.

Tabla 4. Ecuaciones para determinar los parámetros estructurales de la vegetación.

Parámetros estructurales	Fórmula	Unidad
Densidad absoluta (D)	$D = \frac{(N^{\circ} \text{ total de individuos})}{(\text{Área total})}$	Ind/m ²
Densidad relativa (DR)	$DR = \frac{N^{\circ} \text{ de individuos por especie}}{N^{\circ} \text{ total de individuos}} * 100$	%
Frecuencia relativa (Fr)	$Fr = \frac{\text{Numero de parcelas en la que esta la especie}}{\Sigma \text{ de las frecuencias de todas las especies}} * 100$	%
Índice de valor de importancia simplificado (IVIs)	$IVIs = \frac{DR + FR}{2}$	%

Fuente Aguirre (2019)

b) Grado de asociación de *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon con las especies arbustivas y arbóreas del páramo antrópico.

El grado de asociación de las especies se calculó mediante el coeficiente de asociación S_{A,B} de Agrell y de Iverson, propuesto por Matteucci y Aída (1982). Se trata de un índice de asociación de datos cualitativos de presencia/ausencia, que indica la relación entre el número

de muestras en que coinciden dos especies y el número de muestras en que una o ambas están presentes. Su fórmula es

$$S_{A,B} = \frac{a}{a + b + c}$$

Donde

a: Representa el número de parcelas donde la especie A y B están presentes

b: Representa el número de parcelas donde la especie B aparece sola

c: Representa el número de parcelas donde la especie A aparece sola

Si la asociación es total, es decir las especies A y B aparecen siempre juntas, $S_{A,B} = 1$; si A y B nunca aparecen juntas, entonces $S_{A,B} = 0$.

5.5. Metodología para evaluar el efecto del manejo de áreas ocupadas por *Pteridium arachnoideum* en el páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”

El manejo de las áreas de páramo ocupadas por *Pteridium arachnoideum*, se realizó dentro de una de las subparcelas de 1×1 m, considerado como el tratamiento 1 (T1), y la otra parcela consistió en el tratamiento testigo (T0) (Figura 2).

Antes de aplicar el tratamiento, se determinó la composición florística, riqueza específica, abundancia y altura respectiva de todos los individuos dentro de las dos subparcelas de 1×1 m, de preferencia las especies arbustivas y arbóreas.

5.5.1. Tratamiento testigo (T0)

El tratamiento testigo fue la base o referencia para comparar con los resultados del tratamiento 1; es decir, aquí no se aplicó ningún manejo.

5.5.2. Tratamiento 1 (T1)

El tratamiento 1 consistió en la erradicación manual de todos los individuos de *Pteridium arachnoideum*, evitando eliminar las demás especies presentes en el sitio. Este tratamiento se lo realizó cada 15 días, por 4 meses consecutivos, con la finalidad de incrementar los beneficios que puede implicar la eliminación de esta especie sobre la vegetación existente.

5.5.3. Evaluación del efecto del manejo de *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon

Para evaluar el efecto del tratamiento se realizó dos mediciones, la primera antes de aplicar el tratamiento (tiempo 1) y la segunda después de los 4 meses establecidos de monitoreo (tiempo 2). Las variables dependientes del experimento que sirvieron para evaluar el efecto del manejo de *Pteridium arachnoideum* fueron composición florística, riqueza específica, abundancia y crecimiento de las plantas en altura y diámetro basal. Se calculó estadísticas

descriptivas para las variables dependientes y como los datos presentaron distribuciones no normales y las varianzas no fueron homogéneas se utilizó la prueba no paramétrica de Wilcoxon para comparar las medias entre y dentro de los grupos (tratamiento y testigo). Las hipótesis que se planteó fueron: Hipótesis nula (H_0) las medias del tratamiento T1 y testigo T0 en los tiempos 1 y 2 son iguales; Hipótesis alternativa (H_1) las medias del tratamiento T1 y testigo T0 en los tiempos 1 y 2 son diferentes. Este análisis fue realizado entre y dentro grupos.

6. Resultados

6.1. Caracterización del estado actual de *Pteridium arachnoideum* y la vegetación asociada al páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”

6.1.1. Estado actual de *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon

En las 20 parcelas muestreadas se registró una abundancia de 1 919 individuos de *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Anexo 1), con un promedio por parcela de $96 \pm 1,22$ individuos, densidad absoluta de 38 380 ind/ha y una distribución espacial agregada (Tabla 5).

Tabla 5. Parámetros poblacionales y estadísticos para *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon en el páramo antrópico del PUFVC.

Variable	Valor	Unidad
Abundancia	1 919	Ind
Promedio de individuos por parcela	96	Ind
Desviación estándar	53,40	Ind
Error estándar	1,22	\pm Ind
Coefficiente de variación	55,65	%
Densidad absoluta	38 380	Ind/ha
Índice de varianza media	49,18403	-
Tipo de distribución espacial	Agregada	-
Prueba t de la distribución espacial	148,5132 ($> t_t$: 2,093)	-

Ind: Individuo, ha: hectárea.

6.1.1.1. Estructura de *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon con base en clases de alturas

La estructura poblacional de *P. arachnoideum* con base en las clases de altura presentó una distribución irregular, con individuos con alturas mínimas de 5 cm, máximas de 370 y altura promedio de 64,80 cm. En las clases de altura entre 36 - 98 cm se concentra el 55,91 % de individuos (Figura 4). En el Anexo 2 se indican las alturas de todos los individuos de *P. arachnoideum*.

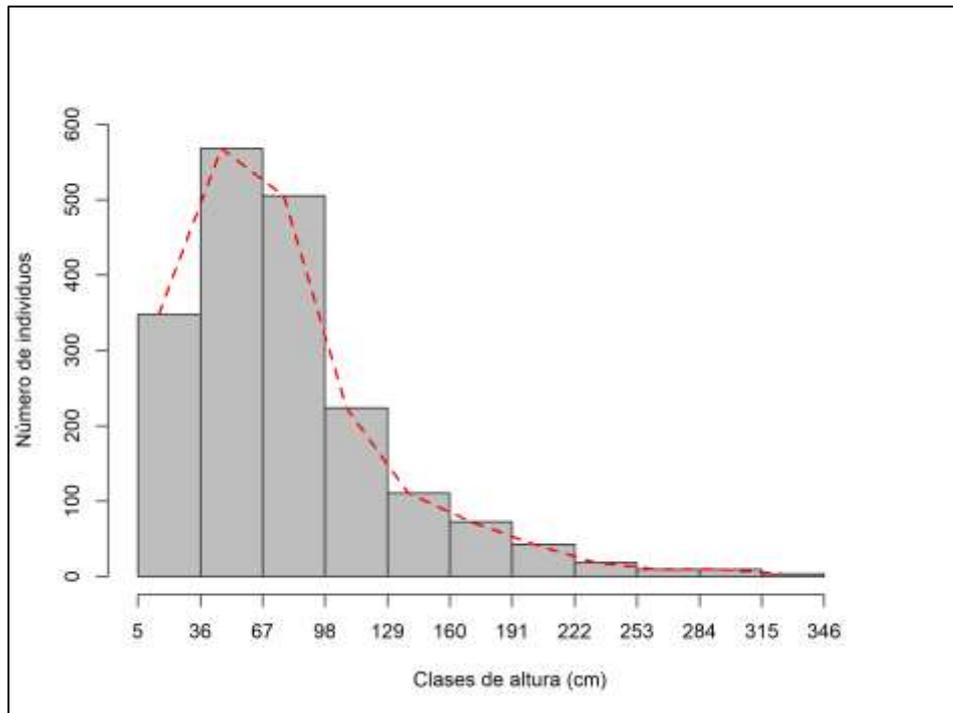


Figura 3. Estructura poblacional de *Pteridium arachnoideum* en el páramo antrópico con base en clases de altura.

6.1.1.2. Porcentaje de cobertura de *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon

En el páramo antrópico, *P. arachnoideum* presentó un porcentaje promedio de cobertura de 32 %. La parcela con mayor porcentaje de cobertura fue la tres con 94 %; mientras que, las parcelas con menor cobertura fueron las 12 y 18 con 9 % respectivamente (Figura 4).

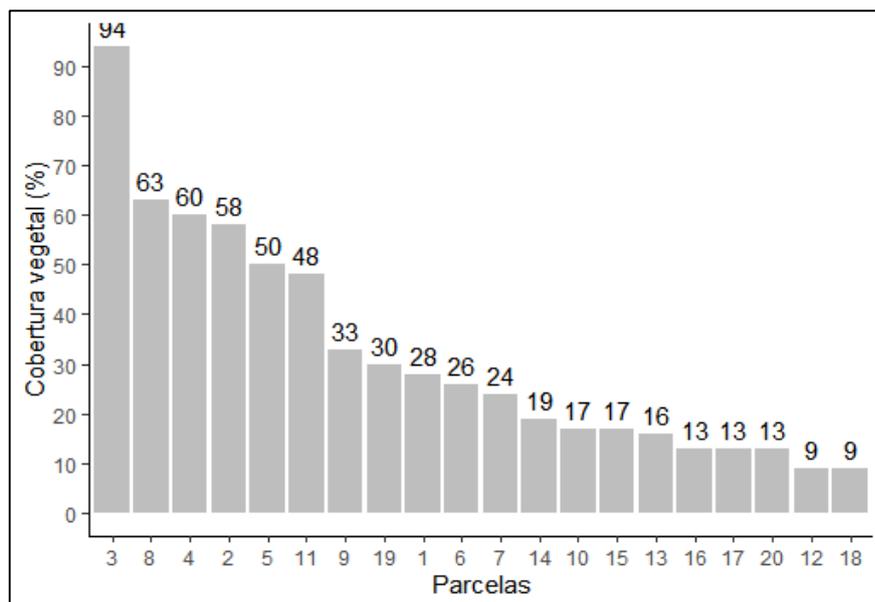


Figura 4. Cobertura vegetal por parcela de *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon en el páramo antrópico del PUFVC.

6.1.2. Caracterización de la vegetación del páramo antrópico asociada a *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon

6.1.2.1. Composición florística y estructura del páramo antrópico

Se registró un total de 2 849 individuos arbustivos y arbóreos, distribuidos en 28 especies, 27 géneros y 15 familias. Las familias más abundantes fueron Ericaceae y Asteraceae, con 1 234 y 1 050 individuos respectivamente; las de menor número de individuos fueron Adoxaceae, Gentianaceae y Hypericaceae con un individuo cada una. El género *Gaultheria* presentó un total de 742 individuos y, *Macrocarpaea* y *Viburnum* un individuo respectivamente.

Las especies con mayor importancia ecológica y estructural en relación con el índice de valor de importancia simplificado (IVIs) fueron *Baccharis latifolia* (Ruiz y Pav.) Pers. (12,52 %), *Gaultheria erecta* Vent (12,35 %) y *Gynoxys nitida* Muschl (11,85 %); las de menor importancia fueron *Vismia baccifera* (L.) Triana y Planch., *Viburnum triphyllum* Benth., y, *Macrocarpaea bubops* J.R. Grant y Struwe con 0,22 % respectivamente. En la Tabla 6 se muestran las 10 especies con valores de IVIs más altos y en el Anexo 3 se registran los valores para todas las especies.

Tabla 6. Valores de parámetros estructurales de las 10 especies que presentaron IVIs más altos en el páramo antrópico del PUFVC.

Especies	Familia	A (Ind)	D (Ind/ha)	DR (%)	FR (%)	IVIs (%)
<i>Baccharis latifolia</i> (Ruiz y Pav.) Pers.	Asteraceae	482	9640	16,92	8,13	12,52
<i>Gaultheria erecta</i> Vent.	Ericaceae	472	9440	16,57	8,13	12,35
<i>Gynoxys nitida</i> Muschl	Asteraceae	455	9100	15,97	7,72	11,85
<i>Bejaria aestuans</i> Mutis ex L.	Ericaceae	250	5000	8,78	7,72	8,25
<i>Gaultheria reticulata</i> Kunth	Ericaceae	270	5400	9,48	6,91	8,19
<i>Vaccinium floribundum</i> Kunth	Ericaceae	222	4440	7,79	7,72	7,76
<i>Clinopodium taxifolium</i> (Kunth) Harley	Lamiaceae	177	3540	6,21	5,69	5,95
<i>Brachyotum campanulare</i> (Bonpl.) Triana	Melastomataceae	129	2580	4,53	6,50	5,52
<i>Myrsine andina</i> (Mez) Pipoly	Primulaceae	106	2120	3,72	4,47	4,10
<i>Cronquistianthus niveus</i> (Kunth) R. M. King y H. Rob.	Asteraceae	91	1820	3,19	3,66	3,43

A: abundancia, D: densidad absoluta, DR: Densidad relativa, FR: Frecuencia relativa y IVIs: Índice de valor de importancia simplificado.

6.1.2.2. Grado de cobertura vegetal de *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon y especies herbáceas en el páramo antrópico

El grado de cobertura vegetal que presentaron las especies herbáceas en el páramo antrópico fue para *P. arachnoideum* (Kaulf.) Maxon y *Axonopus* sp. entre el 25-50 %; y para *Oreobolus* sp., y *Panicum* cf. *viscidellum* Scribn registraron individuos raros o únicos con pequeña cobertura (Tabla 7).

Tabla 7. Grado de cobertura vegetal promedio de la vegetación herbácea del páramo antrópico en el PUFVC.

Especie	Cobertura Promedio (%)	Grado	Interpretación
<i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon	31,98	3	Cualquier número de individuos que cubran 25-50 % del área.
<i>Axonopus</i> sp.	27,75	3	Cualquier número de individuos que cubran 25-50 % del área.
<i>Calamagrostis intermedia</i> (J.Presl) Steud.	19,85	2	Cualquier número de individuos que cubran 5 – 25 % del área.
<i>Polypogon</i> cf. <i>elongatus</i> Kunth	15,05	2	Cualquier número de individuos que cubran 5 - 25% del área.
<i>Zeugites americanus</i> Willd.	3,25	+	Pocos individuos y pequeña cobertura
<i>Baccharis genistelloides</i> (Lam.) Pers	3	+	Pocos individuos y pequeña cobertura
<i>Puya eryngioides</i> André	1,65	+	Pocos individuos y pequeña cobertura
<i>Lycopodium</i> sp	1,5	+	Pocos individuos y pequeña cobertura
<i>Oreobolus</i> sp.	0,25	r	Individuos raros o únicos con pequeña cobertura.
<i>Panicum</i> cf. <i>viscidellum</i> Scribn.	0,25	r	Individuos raros o únicos con pequeña cobertura.

6.1.2.3. Grado de asociación de *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon con las especies arbustivas del páramo antrópico

El coeficiente de asociación S_{AB} de Agrell y de Iverson para *P. arachnoideum* determinó tres tipos de asociación con las especies que crecen en el páramo antrópico. En la Tabla 8 se muestra que 46,42 % de las especies tuvieron una asociación baja, el 25 % una asociación media y el 28,58 % una asociación alta. En el Anexo 4 se muestran los valores del coeficiente de asociación entre *P. arachnoideum* con cada una de las especies.

Tabla 8. Tabla resumen del tipo de asociación de las especies arbustivas del páramo antrópico del PUFVC con *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon.

Rango	Número de especies	Tipo de asociación
0-0,33	13	Asociación baja
0,34-0,66	7	Asociación media
0,67-1	8	Asociación alta

Las 13 especies con asociación baja fueron: *Tibouchina laxa* (Desr.) Cogn., *Oreocallis grandiflora* (Lam.) R. Br., *Roupala obovata* Kunth, *Lepechina mutica* (Benth.) Epling, *Morella pubescens* (Humb. y Bonpl. ex Willd.) Wilbur, *Macleania salapa* (Benth.) Hook. f. ex Hoerold, *Huberia peruviana* Cong., *Monnina obtusifolia* Kunth, *Alnus acuminata* Kunth, *Pinus patula* Schiede ex Schltld. et Cham, *Vismia baccifera* (L.) Triana y Planch., *Viburnum triphyllum* Benth., y *Macrocarpaea bubops* J.R. Grant y Struwe.

Las siete especies con asociación media fueron: *Myrsine andina* (Mez) Pipoly, *Clethra fimbriata* Kunth, *Gordonia fruticosa* (Schrad.) H. Keng, *Cronquistianthus niveus* (Kunth) R. M. King y H. Rob., *Dendrophorbium scytophyllum* (Kunth) C. Jeffrey, *Cavendishia bracteata* (Ruiz y Pav. ex J.), y *Monochaetum lineatum* (D. DON) Naudin

Las ocho especies con asociación alta fueron: *Baccharis latifolia* (Ruiz y Pav.) Pers., *Gaultheria erecta* Vent., *Gynoxys nitida* Muschl., *Bejaria aestuans* Mutis ex L., *Vaccinium floribundum* Kunth, *Gaultheria reticulata* Kunth, *Brachyotum campanulare* (Bonpl.) Triana, y *Clinopodium taxifolium* (Kunth) Harley.

6.2. Evaluación del efecto del manejo de áreas ocupadas por *Pteridium arachnoideum* en el páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”

6.2.1. Efecto en la composición florística

El índice de similitud de Sorensen, para datos cualitativos, determinó dentro de los grupos la composición florística al inicio y final del experimento fue similar florísticamente para el testigo (T0) y tratamiento (T1), con valores de 0,85 y 0,92 respectivamente. Entre los grupos (testigo vs tratamiento), la similitud fue de 0,82 (Tabla 9).

Tabla 9. Valores del índice de Similitud de Sorensen, datos cualitativos, para la composición florística entre y dentro de grupos.

Ensayo	Variable	Riqueza específica	Índice de Sorensen	Especies compartidas	Interpretación
Testigo (T0)	Composición florística inicial	17	0,85	17	Similares florísticamente
	Composición florística final	23			

Tratamiento (T1)	Composición florística inicial	18	0,92	18	Similares florísticamente
	Composición florística final	21			
Testigo vs Tratamiento	Composición florística testigo	23	0,82	18	Similares florísticamente
	Composición florística tratamiento	21			

6.2.2. Efecto en la riqueza específica y abundancia

En la Tabla 10 se presentan los valores de la media, desviación estándar, error estándar y prueba Wilcoxon para el testigo (T0) y tratamiento (T1), en el tiempo 1 (antes de aplicar el tratamiento) y 2 (después de aplicar el tratamiento).

Tabla 10. Comparación de medias mediante la prueba Wilcoxon dentro de los grupos tratamiento (T1) y testigo (T0) para las variables riqueza específica y abundancia.

Variable	Estadísticos	Testigo (T0)		Tratamiento (T1)	
		Antes	Después	Antes	Después
Riqueza específica	Media	3,0	4,0	3,0	4,0
	Desviación estándar	1,45	1,67	2,02	2,35
	Error estándar	0,32	0,37	0,45	0,53
	<i>p</i> -valor (Prueba Wilcoxon)	0,02648*		0,3226 NS	
Abundancia	Media	5,0	8,0	5,0	8,0
	Desviación estándar	5,10	6,46	3,31	4,91
	Error estándar	1,14	1,45	0,74	1,10
	<i>p</i> -valor (Prueba Wilcoxon)	0,03172*		0,03527*	

*: Diferencias estadísticas significativas; NS: no significativo

Al finalizar el experimento, el testigo (T0) presentó una diferencia significativa (*p*-valor = 0,02648, $\alpha=0,05$), y no así con el tratamiento (T1) que registró un *p*-valor de 0,3226 mayor al nivel de significancia 0,05.

En cuanto a la abundancia, al finalizar el ensayo se evidenció una diferencia significativa para el tratamiento y el testigo (*p*-valor = 0,03172 y 0,03527 respectivamente, $\alpha=0,05$).

6.2.3. Efecto en nuevos ingresos y crecimiento de las plantas

En la Tabla 11 se muestran los estadísticos de las variables nuevos ingresos, crecimiento en altura y diámetro basal comparadas entre grupos, es decir entre el testigo (T0) y tratamiento (T1).

Tabla 11. Comparación de medias mediante la prueba de los rangos con signo de Wilcoxon entre los grupos tratamiento (T1) y testigo (T0) para las variables nuevos ingresos, crecimiento en altura y diámetro de las plantas.

Variable	Estadísticos	Testigo (T0)	Tratamiento (T1)
Nuevos ingresos \geq 5 cm	Media	3	3
	Desviación estándar	3,31	2,57
	Error estándar	0,74	0,58
	<i>p</i> -valor (Prueba Wilcoxon)	0,731 NS	
Crecimiento en altura	Media	4,93	5,33
	Desviación estándar	4,70	6,69
	Error estándar	1,11	1,58
	<i>p</i> -valor	0,9369 NS	
Crecimiento en diámetro basal	Media	0,26	0,24
	Desviación estándar	0,36	0,23
	Error estándar	0,09	0,05
	<i>p</i> -valor (Prueba Wilcoxon)	0,7973 NS	

NS: no significativo

De acuerdo con la prueba no paramétrica Wilcoxon los ingresos nuevos de individuos mayores o iguales a 5 cm de altura, no presentó diferencias significativas entre los tratamientos (p -valor= 0,731, $\alpha=0,05$).

En cuanto a las variables de crecimiento tanto en altura como en diámetro basal, presentaron resultados similares, es decir, no presentaron diferencias significativas, obteniendo un p -valor de 0,9369; y 0,7973 respectivamente; con $\alpha=0,05$.

7. Discusión

7.1. Caracterización del estado actual de *Pteridium arachnoideum* y la vegetación asociada al páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”

7.1.1. Estado actual de *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon

El estado actual de *P. arachnoideum* en el páramo antrópico del PUFVC es abundante y dominante con una densidad absoluta de 38 380 ind/ha y una distribución espacial agregada. Los estudios de densidades poblacionales se reportan más a nivel de comunidades, por lo que no son muy frecuentes. No obstante estudiar la densidad poblacional es muy importante, ya que permite determinar la estructura y el estado de regeneración natural de cualquier ecosistema, más aún cuando estos han sufrido algún tipo de disturbio, en donde la mayoría de especies están limitadas por el área (Muñoz et al., 2021). Aguirre (2019) menciona que las especies herbáceas con valores de más de 2 000 ind/ha son consideradas como vegetación densa, lo que ratifica los resultados de esta investigación al sostener que se trata de una especie abundante. Senyanzobe et al. (2020) sostienen que el aumento de individuos de *P. arachnoideum* se debe a la ecología de esta especie, puesto que presenta una alta resistencia de sus rizomas, que alcanzan grandes profundidades dentro del suelo una vez establecido en los ecosistemas receptores, lo que la convierte en una especie con una importante presencia de individuos en cualquier tipo de comunidad vegetal.

Marrs y Watt (2006) aclaran que la densidad de esta especie se debe a una serie de factores, entre los que se destacan su capacidad competitiva, su forma de vida y su reproducción vegetativa, por lo que, *P. arachnoideum* presenta densidades irregulares, que van desde una sola fronda aislada, hasta grandes extensiones de terreno, en donde una sola fronda puede estar ligada a un sistema de rizomas relativamente complejo, lo que ratifica el tipo de distribución agregada obtenida en este estudio. Además, su alta capacidad de dispersión de propágulos la convierte en una especie dominante, pues una vez establecida se extiende rápidamente sobre extensas áreas que han sido perturbadas o degradadas (Ramirez et al., 2007).

La estructura poblacional de *P. arachnoideum* en función clases de alturas está dada por alturas mínimas de 5 cm, máximas de 370 cm y en promedio 64,80 cm. Resultados similares a los reportados por Aguilar (2014), Hartig y Beck (2003), Rosero (2013) y Tobar y Gavio (2011) en otras investigaciones con alturas máximas de 2 a 3 m, y por Ghorbani et al. (2006), Roos et al. (2010) y Vibrans (2009) quienes sostienen que puede llegar a medir hasta 4.5 m de altura. Esta estructura presenta una distribución irregular formando una curva de frecuencias sesgada

a la derecha, lo que según Aguilar (2014), Guerin y Durigan (2015) y Marrs y Watt (2006) es debido a que *P. arachnoideum* es un helecho con alternancia de generaciones independientes, es decir, tiene un patrón de regeneración natural cíclica, producto del tipo de reproducción de la especie, por lo que, puede presentar períodos de disminución y aumento de sus densidades por un largo periodo de tiempo.

Las máximas alturas de los individuos de *P. arachnoideum* registradas en el PUFVC (370 cm), se deben probablemente a la competencia desarrollada inter e intra especies. Por ejemplo, en las áreas del páramo antrópico que están dominados por hierbas y matorrales de pequeña altura, *P. arachnoideum* registra alturas máximas de 170 cm, mientras que, en áreas dominadas por vegetación con apariencia de matorrales altos, esta especie alcanza alturas de hasta 370 cm. El sistema vascular es una de las razones por las que puede llegar a ser una planta tan grande, además, la altura de las frondas se ve influenciada por la profundidad que llega a alcanzar sus rizomas en el suelo (Marrs y Watt, 2006). En condiciones favorables, la competencia intra-específica puede reducir la densidad, es decir, en lugares donde la vegetación es pequeña *P. arachnoideum* presenta mayor densidad de frondas con alturas mucho más cortas, pero en cobertura vegetal de gran tamaño, presenta menor densidad de frondas con un tamaño más alto (Marrs y Watt, 2006).

La diferencia en cobertura espacial de *P. arachnoideum* puede deberse a varios factores entre los cuales destacan: la pendiente del área, altitud, el viento, condiciones edáficas del sitio, la exposición directa a las irradiaciones solares y a la propia vegetación con la que interactúa, ya que en zonas donde la parcela se encontraba en la parte media del páramo y cuya pendiente no es muy pronunciada, el helecho domina en su totalidad, a diferencia de las zonas con pendientes más pronunciadas, o donde la vegetación nativa presenta mayor tamaño, con apariencias de matorrales altos esta especie no se encontraba dominando. Argumento que es ratificado y complementado por Bendix et al. (2010), Guerin y Durigan (2015) y Roos et al. (2010) quienes sostienen que la densidad y alturas de las frondas aumenta cuando esta especie está expuesta a la luz directa y altas temperaturas, no obstante; puede sobrevivir en diferentes densidades de flujo luminoso, desde la sombra hasta la exposición a la luz directa. Sin embargo, esta especie tiende a ser susceptible a épocas lluviosas severas afectando la altura y densidad de sus frondas.

Amouzgar et al. (2021), Marrs y Watt (2006) mencionan que la disponibilidad de agua, es un condicionante en los primeros estadios de desarrollo ya que puede provocar el marchitamiento o muerte de las frondas que emergen de la superficie del suelo, sin embargo,

una vez establecida puede llegar a tolerar sequías debido a su rápida respuesta estomática, a la rigidez de sus pinnas y a su cutícula gruesa. Hartig y Beck (2003) y Ribeiro et al. (2013) afirman que terrenos con mayor pendiente son menos favorable para este helecho, y en áreas planas puede producir un dosel cerrado por la distribución horizontal de sus frondas, evitando el establecimiento de la vegetación intolerante a la sombra. En algunas parcelas con pendientes pronunciadas y presencia de vientos intensos, la cobertura de *P. arachnoideum* es baja, ya que el accionar del viento tiene un efecto tanto mecánico como fisiológico, provocando la disminución de la altura de las frondas y el tamaño de todas sus partes, debido a que tiende a romper su punto de inserción provocando un acortamiento de su vida reproductiva (Marrs y Watt, 2006).

El grado de cobertura vegetal herbácea del páramo antrópico del PUFVC está dominada por *P. arachnoideum* y *Axonopus sp.*, cubriendo una superficie entre el 25 – 50%. Resultados similares a los reportados por Aguirre y Yaguana (2014), Sarango et al. (2019) y Sánchez (2021), quienes afirman que *P. arachnoideum* ocupa más del 50% con respecto al resto de la vegetación. Se trata de una especie presente en toda el área muestreada, aunque no está dominando en su totalidad, pues se evidenciaron parcelas con poca presencia de la especie. Además, otras hierbas como *Calamagrostis intermedia*, presenta un alto porcentaje de cobertura, lo que probablemente representa un indicador de que el páramo antrópico se encuentra en un proceso de recuperación de las especies nativas. Lo que concuerda con los estudios de Gualavisi (2019), Ayala et al. (2017) y Caranqui et al. (2016) para páramos afectados y afectados por incendios forestales, quienes reportan a *Calamagrostis intermedia* como especie dominante lo que demuestra que es una especie característica en estos ecosistemas.

7.1.2. Caracterización de la vegetación del páramo antrópico asociada a *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon

La composición florística del páramo antrópico presenta una abundancia de 2 849 individuos, pertenecientes a 28 especies, 27 géneros y 15 familias, resultados semejantes a los obtenidos por Sánchez (2021) en un área aledaña al área de estudio, con una composición florística correspondientes a 27 géneros y 16 familias. Sin embargo, difieren con los resultados obtenidos por Sarango et al. (2019), quienes registran un total de 745 individuos pertenecientes a 21 especies y 10 familias. Esta diferencia se debe a que la evaluación de Sarango et al. (2019) se realiza a los dos años de haber ocurrido un incendio forestal, mientras que, la presente investigación es a los 5 años de ocurrido el incendio y se incrementa el número de unidades de

muestreo. En otros ecosistemas de páramo, Gualavisi (2019) registra una composición florística comprendida en 22 familias, 46 géneros y 48 especies, diferencia dada por la mayor superficie muestreada (900 m²) y por las condiciones climáticas diferentes a las del páramo antrópico en el PUFVC; Ayala et al. (2017) registró 3 058 individuos, comprendidos en 62 especies, 48 géneros y 26 familias en 76 m²; y Caranqui et al.(2016)un total de 20 familias, 36 géneros y 46 especies en 225 m² , las diferencias en estos dos últimos casos, se atribuyen al estado de conservación y a las características ambientales de los ecosistemas, ya que la diversidad de especies está relacionado directamente con el clima (Badii et al., 2008), y condiciones ambientales del sitio.

Las familias más abundantes destacan Ericaceae y Asteraceae, lo que concuerda con Aguirre et al. (2016), Ayala et al. (2017), Caranqui et al. (2016), Gualavisi (2019), Izco et al. (2007), Sánchez (2021) y Sarango et al. (2019) confirmando que estas familias son características de estos ecosistemas. Adicionalmente, el género *Gaultheria* presenta la mayor abundancia con un total de 742 individuos, valores altos a los reportados por Sarango et al. (2019), diferencias que pueden atribuirse a la dinámica temporal y espacial de este ecosistema.

De acuerdo con el índice de valor de importancia (IVIs), las especies más importantes en la estructura y ecología del páramo antrópico son especies arbustivas, principalmente con una abundancia de *Baccharis latifolia* (Ruiz y Pav.) Pers. y *Gaultheria erecta* Vent, resultado que guarda relación con Sarango et al. (2019), afirmando que estas especies se encuentran creciendo en grandes poblaciones en estos ecosistemas que han sido alterados, esto se debe, a su rápido crecimiento, tolerancia a los incendios y su alto poder competitivo, atributos que les han permitido superar las barreras físicas permitiendo su distribución (Guerin y Durigan, 2015; Sarango et al., 2019) y competir con *P. arachnoideum*. En relación con el estrato arbóreo, algunas especies empiezan a formar parte de la composición florística del páramo antrópico como es el caso de *Clethra fimbriata* Kunth con un 2,22 %, resultado ratificado por Sánchez (2021) y Sarango et al. (2019). Las especies más representativas del estrato arbóreo y arbustivo guardan relación con lo expresado por Izco et al. (2007) quienes realizan un estudio florístico de los páramos de pajonal meridionales del sur del Ecuador a partir de los 3 000 m s.n.m, específicamente Loja y Azuay, y entre sus resultados aparecen géneros que están presentes en el páramo antrópico del PUFVC como *Baccharis*, *Vaccinium*, *Gaultheria*, *Bejaria*.

La importancia de la familia Asteraceae en el área de estudio se debe a características ecológicas de las especies como el tipo de dispersión y el tamaño de las semillas que favorecen el proceso de regeneración natural, ya que las especies que presentan dispersión anemócora y

semillas pequeñas, les permite penetrar el dosel sobrepasando las barreras ecológicas y geográficas que podría generar *P. arachnoideum* (Castro et al., 2020; Hartig y Beck, 2003).

El grado de asociación de las especies arbustivas y arbóreas del páramo antrópico con *P. arachnoideum*, de acuerdo con el coeficiente de S_{AB} de Agrell y de Iverson, muestra que 46,42 % de las especies tienen una asociación baja (0-0,33), el 25 % una asociación media (0,34-0,66) y el 28,58 % una asociación alta (0,67-1). Entre las especies de asociación alta destacan las especies con IVIs altos como *Baccharis obtusifolia* (Ruiz y Pav.) y *Gaultheria erecta* Vent, lo que indica que estas especies tienen la capacidad de desarrollarse y competir en presencia de este helecho. Sin embargo, especies con índices de asociación bajos como *Vismia baccifera* (L.) Triana y Planch, *Viburnum triphyllum* Benth, y *Macrocarpaea bubops* J.R. Grant y Struwe están presentes en lugares donde existe una baja presencia y abundancia de este helecho, lo que podría deberse a que son especies de baja competitividad y porque cada especie tiene adaptaciones ambientales y ecológicas particulares, presentando las mismas probabilidades de sobrevivir y reproducirse, en algunos casos con asociaciones altamente específicas (Aguirre et al., 2016; Badii et al., 2008; Muñoz, 2017).

Alcaraz (2013) y Gómez et al. (2020) aclaran que el crecimiento en asociación entre especies con grados de tolerancia diferentes se debe a perturbaciones y a las condiciones ambientales donde se desarrollan, dado que, las especies que presentan mejor asociación comparten requerimientos ambientales similares, a diferencia de las especies que presentan asociaciones bajas, las cuales tienen una preferencia específica, como las condiciones específicas de micro sitio y la capacidad de supervivencia diferencial entre especies.

Las especies nativas pueden ser tan competitivas como las especies invasoras, pudiendo aumentar su biomasa o cobertura o expandirse sobre nuevos hábitats aprovechándose de otras especies (Amouzgar et al., 2021; García et al., 2019). Las interacciones entre las especies nativas y *P. arachnoideum* podrían depender del tiempo, de sus características inherentes y del efecto del entorno sobre sus poderes competitivos relativos y principalmente del efecto de este helecho sobre sí mismo (Marrs y Watt, 2006). También pueden estar influenciados por factores como la forma biológica de ambas especies, factores micro ambientales que en muchas ocasiones determinan la presencia y abundancia de las especies (Loïc et al., 2008). Otro aspecto importante que permite a la vegetación nativa desarrollarse en asociación con esta especie, está dado por la aparición de frondas nuevas sobre la hojarasca, debido a que, al momento de emerger abren la capa de hojarasca, facilitando de esta forma el establecimiento de las especies (Guerin y Durigan, 2015).

La asociación de especies promueve una mayor diversidad biológica, provocando disminución del riesgo de pérdida total de la vegetación (Gómez y Zavaleta, 2001) , debido a que las especies tolerantes al estrés brindan las condiciones propicias a las especies que presentan menos tolerancia (Badii et al., 2008); lo que se ratifica con los resultados obtenidos, con una abundante presencia de individuos arbustivos y arbóreos, evidenciando el proceso de recuperación de este ecosistema.

7.2. Evaluación del efecto del manejo de áreas ocupadas por *Pteridium arachnoideum* en el páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”

7.2.1. Efecto en la composición florística

La composición florística dentro y entre los grupos, tratamiento (T1) y testigo (T0), después de la remoción de *P. arachnoideum*, es florísticamente similar, lo que podría deberse a que comparten el mismo ecosistema, por ende, las mismas condiciones edáficas y climáticas, y por el lapso de medición empleado en esta. Un resultado que llama la atención es el valor del índice de Sorensen en el testigo (T0), el cual es menor al tratamiento (T1) lo que implica que existe una pequeña diferencia entre sus composiciones florísticas, producto de la propia dinámica de este ecosistema, lo que es ratificado por Lucero (2019) al mencionar que la diversidad de especies varía de acuerdo con procesos que operan a escalas diferentes, y están relacionados con factores como el clima, presencia de barreras geográficas o aislamientos, extinciones, entre otras. Argumento que guarda relación con lo expuesto por Aguirre et al. (2016) quienes mencionan que la similaridad entre los sitios disminuye mientras aumenta su distancia geográfica o su rango altitudinal, por lo que, se podría decir que el tratamiento empleado realizado a una misma escala e iguales condiciones no es suficiente para encontrar diferencias en la composición florística.

Gallegos et al. (2016) señalan que el predominio del helecho hace que las condiciones ambientales bajo su dosel sean relativamente constantes a lo largo del tiempo; por lo que, con la presente investigación se ha tratado de crear un impacto bajo el dosel del helecho reflejándose sus efectos en la composición florística. No obstante, el testigo (T0) en un corto tiempo de evaluación evidenció procesos de recambio de especies que están ocurriendo en el páramo antrópico, por lo que se trata de un ecosistema dinámico en donde están presentes procesos de polinización, dispersión, germinación y regeneración natural.

7.2.2. Efecto en la riqueza específica y abundancia

La riqueza específica dentro de los grupos muestra que solo en el testigo (T0) los cambios son estadísticamente significativos por lo que en la actualidad *P. arachnoideum* parece

no afectar negativamente a la riqueza específica del páramo antrópico, al contrario, existe un recambio de especies existiendo bajo el dosel de *P. arachnoideum*. Esto guarda relación con Castro et al. (2020) y Aguirre et al. (2011) quienes afirman que la presencia de las frondas de este helecho no afecta a la riqueza específica, tanto para sitios dominados por especies no forestales o para sitios con especies forestales. Los cambios en riqueza específica en el tratamiento (T1) no fueron significativos, afirmando resultados de otras investigaciones como Gallegos et al. (2016), Guerin y Duringa (2015) quienes mencionan que la erradicación y presencia del helecho no afecta a la riqueza y diversidad de especies. Por otra parte, Slocum et al. (2000) consideran que la diversidad de las plantas arbóreas se puede ver favorecida debido al microclima que genera las frondas de los helechos, lo que también guarda relación con los cambios en riqueza específica reportados con el testigo (T0).

En el caso de la abundancia, esta parece ser una variable favorecida ante la erradicación de *P. arachnoideum*, pues al finalizar el experimento el tratamiento (T1) presenta significancia, al igual que el testigo. Sin embargo, este incremento en abundancia está presente en especies particulares como *B. latifolia* y *G. nitida* en el testigo y *B. latifolia*, *G. reticulata*, *G. erecta* en el tratamiento. Dicha particularidad no necesariamente puede ser considerada como efecto del tratamiento, en especial para *B. latifolia* a quién las condiciones ambientales presentes podrían estar favoreciendo en su establecimiento. Estos resultados difieren con Ribeiro et al. (2013) al afirmar que *P. aquilinum* (L.) Kuhn actúa negativamente sobre la riqueza y abundancia de las poblaciones arbustivas conduciendo una sucesión ecológica bajo inhibición. Adicionalmente, Hartig y Beck (2003) aclaran que en las primeras etapas *P. arachnoideum* puede mejorar el crecimiento de otros individuos herbáceos, pero pronto llega a sobrepasar los mechones de hierba, debilitando su fuerza competitiva debido a la sombra que genera sus frondas. Sin embargo, Gallegos et al. (2016) afirma que la presencia de esta especie determina procesos de recuperación natural.

7.2.3. Efecto en ingresos y crecimiento de las plantas

El efecto del manejo de áreas ocupadas por *P. arachnoideum* sobre ingresos de individuos entre grupos fue similar, sin existir diferencias estadísticas significativas. El tiempo de evaluación puede ser un factor determinante en los resultados obtenidos, pues durante el monitoreo y evaluación final del experimento se observa la presencia de individuos menores a 5 cm de altura en mayor número en el tratamiento (T1) respecto con el testigo (T0), con 296 y 169 individuos respectivamente. En el testigo, la mayor parte de estos nuevos individuos crecen bajo la vegetación existente y aprovechan las condiciones generadas de humedad y sombra, por

lo que no reciben la radiación directa. Autores como Slocum et al. (2000), Hartig y Beck (2003), Castro et al. (2020), Tiberio et al. (2022) coinciden que esta especie juega un papel muy importante en la recuperación de ecosistemas degradados debido al microclima que genera bajo sus frondas lo que favorece al establecimiento y desarrollo de especies tolerantes a la sombra. Castro et al. (2020) sostienen que las poblaciones de helechos no generan limitaciones para la sucesión temprana y tardía, al encontrarse especies pioneras y permitir el establecimiento de especies leñosas; por el contrario, puede que actúe como una especie facilitadora en estos procesos. Tiberio et al. (2022) aseguran que *P. arachnoideum* al ser especie que se ve beneficiada en áreas afectadas por el fuego facilita la regeneración natural al mejorar el microclima de los sitios perturbados. Hartig y Beck (2003) mencionan que *P. arachnoideum* puede llegar a mejorar la disponibilidad de nutrientes del suelo por medio del exudado de sus raíces.

El crecimiento de las plantas en diámetro basal y altura entre grupos, muestra que las diferencias no son significativas, como resultado del tiempo de evaluación y exposición a la acción directa del sol lo que genera una limitante en el desarrollo de las plantas, observándose a un buen número de individuos con hojas marchitas e incluso muertos, por lo que, la erradicación de *P. arachnoideum* pudo constituir una limitante para el desarrollo de las plantas, a pesar que algunos investigadores afirman que el helecho es una barrera biológica que impide la regeneración natural, debido a su alelopatía, o que sus efectos sobre la vegetación asociada es débil (Gallegos et al., 2016). El estudio de Castro (2013) sobre composición florística, germinación y establecimiento de plántulas en un bosque montano bajo, indica que la presencia de *P. arachnoideum* no tiene efectos significativos sobre el establecimiento de la regeneración natural del bosque montano bajo; pero Matos y Belinato (2010) mencionan que *P. arachnoideum* si tiene un efecto negativo sobre la germinación y desarrollo de especies pioneras en el establecimiento de árboles de la selva tropical.

Los diferentes puntos de vista sobre *P. arachnoideum* permiten sostener que aún hace falta estudiar el impacto de la especie sobre la diversidad de plantas, factores como la escala espacial y temporal empleados, el diseño de muestreo, relaciones interespecíficas, condiciones climáticas del sitio, condiciones climáticas durante la evaluación, tiempo transcurrido del disturbio, tipo de ecosistema, entre otros, son elementos para considerar para tener una mejor interpretación de la información.

8. Conclusiones

La composición florística del páramo antrópico está representada por 28 especies, 27 géneros y 15 familias, siendo las especies más representativas los arbustos *Baccharis latifolia* (Ruiz y Pav.) Pers y *Gaultheria erecta* Vent, y para árboles *Clethra fimbriata* Kunth.

El estado actual de *Pteridium arachnoideum* en el páramo antrópico del PUFVC está dado por una abundante presencia de individuos, con una densidad de 38 380 ind/ha, una distribución espacial agregada, los individuos presentan alturas entre los 5 a 370 cm, con promedio de 64,80 cm y con una cobertura sobre la superficie del suelo entre el 25 – 50 %.

Pteridium arachnoideum se desarrolla junto a diferentes especies con las cuales presenta diferentes tipos de asociación, el 46,42 % tienen asociación baja, el 25 % una asociación media y el 28,58 % una asociación alta.

La composición florística del páramo antrópico fue similar dentro y entre los grupos. El testigo (T0) fue el que mostró menor similitud o mayor recambio de especies, evidenciando que el páramo antrópico del PUFVC es un ecosistema dinámico.

La riqueza específica incrementó en el tratamiento (T1) y testigo (T0), pero con diferencias estadísticas significativas en el testigo (T0), lo que hace pensar que, en el estado actual del páramo antrópico, *P. arachnoideum* no afecta de manera negativa al establecimiento de las especies.

La abundancia de las especies incrementó en el tratamiento (T1) y testigo (T0), con diferencias estadísticas significativas en ambos grupos, siendo la especie más abundante en ambos tratamientos *Baccharis latifolia* (Ruiz y Pav.) Pers., por lo que, las condiciones ambientales del sitio también podrían estar influyendo en el establecimiento de la especie.

Las especies del páramo antrópico crecieron en altura y diámetro basal en el tratamiento (T1) y testigo (T0), sin evidenciar diferencias significativas entre los grupos.

9. Recomendaciones

De acuerdo con los resultados obtenidos y el tiempo de evaluación, se recomienda ampliar el monitoreo a seis y 12 meses; y, evaluar nuevamente el efecto del manejo de áreas afectadas por *P. arachnoideum* sobre las especies nativas del páramo antrópico.

Ante la amplia distribución de *P. arachnoideum* y su presencia en casi todos los ecosistemas del PUFVC, es importante replicar este tipo de investigación en los ecosistemas matorral andino y bosque nativo y conocer los efectos en dichos ecosistemas.

De acuerdo a la presencia de *P. arachnoideum* en las 20 parcelas, es fundamental hacer un estudio de suelo de cada una de las áreas de muestreo y determinar, si las condiciones edáficas también influyen en la distribución de *P. arachnoideum* en el páramo antrópico del PUFVC.

10. Bibliografía

- Aguilar, K. (2014). *Manejo del helecho Pteridium arachnoideum y susceptibilidad de helechos al herbicida Glifosato*. [Tesis de pregrado, Instituto de ecología INCOL]. http://posgrado.inecol.edu.mx/SCE/_lib/file/doc_estud_tesis/AD08045_Tesis.pdf
- Aguirre, N., Gaona, T., y Samaniego, C. (2019). Valoración ecológica y económica del Parque Universitario Francisco Vivar Castro, Loja, Ecuador. *Arnaldoa*, 26(1), 305–324. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.261.26114>
- Aguirre, N., Palomeque, X., Weber, M., Stimm, B., y Günter, S. (2011). Reforestation and Natural Succession as Tools for Restoration on Abandoned Pastures in the Andes of South Ecuador. *Tropical Forestry*, 8, 513–524. https://doi.org/10.1007/978-3-642-19986-8_33
- Aguirre, N., Torres, J., y Velasco, P. (2013). Guía para la restauración ecológica en los páramos del Antisana. *Fondo de Protección Del Agua FONAG.*, 1, 9–13. <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2014/07/Guía-Metodológica-restauracion-páramos.pdf>
- Aguirre, Z. (2013). *Guía de métodos para mediar la biodiversidad*. [https://dspace.unl.edu.ec/jspui/bitstream/123456789/5338/1/Tesis_EVALUACIÓN DEL MANEJO%2C CUMPLIMIENTO DE.pdf](https://dspace.unl.edu.ec/jspui/bitstream/123456789/5338/1/Tesis_EVALUACIÓN_DEL_MANEJO%2C_CUMPLIMIENTO_DE.pdf)
- Aguirre, Z. (2019). *Métodos para medir la biodiversidad*. Academia.Edu. https://www.academia.edu/43784264/MÉTODOS_PARA_MEDIR_LA_BIODIVERSIDAD
- Aguirre, Z., Aguirre, N., Merino, B., y Ochoa, I. (2016). Los páramos del Parque Nacional Podocarpus: una aproximación a su diversidad ecosistémica y florística. In *Cambio climático y biodiversidad: Estudio de caso de los páramos del Parque Nacional Podocarpus, Ecuador* (pp. 65–76). <https://bit.ly/3SHy4R7>
- Aguirre, Z., y Yaguana, C. (2014). *Parque Universitario de Educación Ambiental y Recreación Ing. Francisco Vivar Castro*. <https://bit.ly/2XjHVna>
- Alcaraz, F. (2013). El método fitosociológico. *Geobotánica*, 11. <https://bit.ly/3JJwAlf>
- Alonso, A., & Castro, 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>
- Amouzgar, L., Ghorbani, J., Shokri, M., Marrs, R., y Alday, J. (2021). Pteridium aquilinum performance is driven by climate, soil and land-use in Southwest Asia. *Folia Geobotanica*, 55(4), 301–314. <https://doi.org/10.1007/s12224-020-09383-3>

- Anchaluisa, S., y Suárez, E. (2013). Efectos del fuego sobre la estructura, microclima y funciones ecosistémicas de plantaciones de eucalipto (*Eucalyptus globulus*; Myrtaceae) en el Distrito Metropolitano de Quito, Ecuador. *ACI Avances En Ciencias e Ingenierías*, 5(2), B14–B23. <https://doi.org/10.18272/ACI.V5I2.134>
- Armenteras, D., González, T., Retana, J., y Espelta, J. (2016). Degradación de bosques en Latinoamérica. Síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales. In *Ibero REDD+*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2272.7449>
- Ayala, L., Villa, M., Aguirre, Z., y Aguirre, N. (2017). Cuantificación del carbono en los páramos del parque nacional Yacuri, provincias de Loja y Zamora Chinchipe, Ecuador. *CEDAMAZ*, 4(1), 45–52. <https://bit.ly/3PHYhw2>
- Badii, M., Landeros, J., y Cerna, E. (2008). Patrones de asociación de especies y sustentabilidad. *International Journal of Good Conscience*, 3(1), 632–660.
- Bendix, J., Silva, B., Roos, K., Göttlicher, D., Rollenbeck, R., Nauß, T., y Beck, E. (2010). Model parameterization to simulate and compare the PAR absorption potential of two competing plant species. *International Journal of Biometeorology*, 54(3), 283–295. <https://doi.org/10.1007/S00484-009-0279-3>
- Calatayud, G., García, V., Martín, P., Sierra, N., y Vélez, A. (2010). *Restauración de un ecosistema de páramo en Villonaco (Loja, Ecuador) afectado por una plantación de pino patula (Pinus patula)*. http://www.rncalliance.org/WebRoot/rncalliance/Shops/rncalliance/4C41/439A/88BF/FF F9/D056/C0A8/D218/D26A/Paramo_Villonaco.pdf
- Camacho, M. (2014). Los páramos ecuatorianos: caracterización y consideraciones para su conservación y aprovechamiento sostenible. *Anales*, 1(372), 77–92. <https://doi.org/10.29166/anales.v1i372.1241>
- Caranqui, J., Lozano, P., y Reyes, J. (2016). Composición y diversidad florística de los páramos en la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo, Ecuador. *Enfoque UTE*, 7(1), 33–45. <https://doi.org/10.29019/ENFOQUEUTE.V7N1.86>
- Castro, A., Gil, P., y Morales, M. (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>
- Castro, J. (2013). *Impacto de la especie invasora Pteridium arachnoideum (Kaulf.) Macon sobre la composición, la germinación y el establecimiento de plántulas en un bosque montano bajo*. [Tesis de pregrado, Universidad de Antioquia].

- <https://grupoeeco.org/gallery/castro,j.2013-impactoespecieinvasorasobrecomunidadplantulasbosquemontanobajo.pdf>
- Chuncho, C., y Chuncho, G. (2019). Páramos del Ecuador, importancia y afectaciones. *Bosques Latitud Cero*, 9(2), 71–83.
- Comisión Nacional Forestal. (2010). *Incendios forestales, Guía práctica para comunicadores*. [http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/10/236Guía práctica para comunicadores - Incendios Forestales.pdf](http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/10/236Guía_práctica_para_comunicadores_-_Incendios_Forestales.pdf)
- CONABIO, Aridamérica, GECI, y TNC. (2006). *Especies Invasoras de Alto Impacto a la Biodiversidad Prioridades en México*. [http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/020783/EspeciesInvasorasdeAlto Impacto.pdf](http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/020783/EspeciesInvasorasdeAltoImpacto.pdf)
- Cueva, A. (2018). “Estimación del turno biológico de corta para *Juglans neotropica* Diels a través de métodos dendrocronológicos en dos ecosistemas forestales Andinos de la provincia de Loja” [Universidad Nacional de Loja]. [https://dspace.unl.edu.ec/jspui/bitstream/123456789/21507/1/ARIANA LISBETH CUEVA CASTILLO.pdf](https://dspace.unl.edu.ec/jspui/bitstream/123456789/21507/1/ARIANA_LISBETH_CUEVA_CASTILLO.pdf)
- Fernandez, F., Velasco, V., Guerrero, J., Galvis, M., y Viana, A. (2016). Recuperación ecológica de áreas afectadas por un incendio forestal en la Microcuenca Tintales (Boyacá, Colombia). *Colombia Forestal*, 19, 143–160. <https://www.redalyc.org/journal/4239/423946648002/html/>
- Flohr, O. (2005). *La importancia del mantenimiento de los ecosistemas* [Tesis de postgrado, Universidad de San Carlos Guatemala]. http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/07/07_1777.pdf
- Gallegos, S., Beck, S., Hensen, I., Saavedra, F., Lippok, D., y Schleuning, M. (2016). Factors limiting montane forest regeneration in bracken-dominated habitats in the tropics. *Forest Ecology and Management*, 381, 168–176. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2016.09.014>
- Gálvez, J. (2002). *La restauración ecológica: Conceptos y aplicaciones*. <http://www.url.edu.gt/PortalURL/Archivos/51/Archivos/08-Restauracion-ecologica.pdf>
- García, V., Márquez, C., Isenhardt, T., Rodríguez, M., Crespo, S., y Cifuentes, A. (2019). Evaluating the conservation state of the pAramo ecosystem: An object-based image analysis and CART algorithm approach for central Ecuador. *Heliyon*, 5(10), 1–12. <https://bit.ly/3QkL1yE>
- Ghorbani, J., Le Duc, M., McAllister, H., Pakeman, R., y Marrs, R. (2006). Effects of the Litter

- Layer of *Pteridium aquilinum* on Seed Banks under Experimental Restoration. *Ciencias Vegetales*, 9(1), 127–136. <https://www.jstor.org/stable/4620469>
- Gómez, A., Tadeo, A., Beltrán, L., Guízar, E., Apodaca, M., y Leyva, A. (2020). Coeficiente de asociación entre especies de selva mediana subperennifolia en Calakmul, México. *Bosque*, 41(3), 233–239. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002020000300233>
- Gómez, O., y Zavaleta, E. (2001). La Asociación de Cultivos una Estrategia más para el Manejo de Enfermedades, en Particular con *Tagetes* spp. *Revista Mexicana de Fitopatología*, 19(1), 94–99. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=61219114>
- Gualavisi, D. (2019). *Composición y Variación Florística entre un Páramo Conservado y uno Impactado por Quema, Parque Nacional Cotopaxi–Ecuador* [Tesis de pregrado, Universidad Central del Ecuador]. <http://www.dspace.uce.edu.ec/bitstream/25000/17775/1/T-UCE-0016-CBI-009.pdf>
- Guerin, N., y Durigan, G. (2015). Invasion impact by *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Dennstaedtiaceae) on a neotropical savanna. *Acta Botanica Brasilica*, 29(2), 213–222. <https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb3722>
- Gutierrez, F. (2006). *Estado de crecimiento de especies invasoras: Propuesta de lineamientos para el control de los impactos*.
- Hartig, K., y Beck, E. (2003). The bracken fern (*Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon) dilemma in the Andes of Southern Ecuador. *Ecotropica*, 9, 3–13. [http://www.gtoe.de/public_html/publications/pdf/9_1-2/Hartig, Beck, 2003.pdf](http://www.gtoe.de/public_html/publications/pdf/9_1-2/Hartig,_Beck,_2003.pdf)
- Hiremath, A., y Sundaram, B. (2005). The Fire-Lantana Cycle Hypothesis in Indian Forests. *Conservation and Society*, 3(1), 26–42. [http://indiaenvironmentportal.org.in/files/The fire lantana.pdf](http://indiaenvironmentportal.org.in/files/The_fire_lantana.pdf)
- Hofstede, R., Segarra, P., y Mena, P. (2003). *Los Páramos del Mundo*. <https://biblio.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/56486.pdf>
- Izco, J., Pulgar, Í., Aguirre, Z., y Santin, F. (2007). Estudio florístico de los páramos de pajonal meridionales de Ecuador. *Revista Peruana de Biología*, 14(2), 237–246. <https://doi.org/10.15381/rpb.v14i2.1783>
- Lamprecht, H. (1990). *Silvicultura en los trópicos: los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas; posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH.
- Llambí, L., Soto, A., Celleri, R., Bievre, B., Boris, O., y Borja, P. (2012). Páramos Andinos. Ecología, hidrología y suelos de páramos. In *Los suelos del Páramo*.

<https://biblio.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/56477.pdf>

- Loïc, V., Hervé, F., Lefeuvre, J., y Simberloff, D. (2008). In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions*, 10(8), 1345–1351. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9209-7>
- Lozano, L., Montealegre, J., Bonilla, J., Niño, I., Bonilla, H., Buenaventura, J., & García, Y. (2017). Monitoreo de la restauración activa y pasiva en las cuencas de los ríos Coello y Totare, Municipio de Ibagué. In *Monitoreo de la restauración ecológica* (Primera ed). Universidad del Tolima. <https://bit.ly/3bPrSWD>
- Lucero, L. (2019). *Similitud Composicional y Diversidad β de las comunidades marinas del Cámbrico de Sonora y Norteamérica mediante el coeficiente de Similitud de Sorensen (1948)* [Tesis de pregrado, Universidad de Sonora]. <http://148.225.114.121/bitstream/unison/1908/1/lucerolopezluisfernandol.pdf>
- Marrs, R., y Watt, A. (2006). Biological flora of the British Isles: *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. In *Journal of Ecology* (Vol. 94, Issue 6, pp. 1272–1321). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01177.x>
- Matos, S., y Belinato, T. (2010). Interference of *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon. (Dennstaedtiaceae) on the establishment of rainforest trees. *Revista Brasileira de Biología*, 70(2), 311–316. https://www.researchgate.net/publication/44674202_Interference_of_Pteridium_arachnoideum_Kaulf_Maxon_Dennstaedtiaceae_on_the_establishment_of_rainforest_trees
- Matteucci, S., y Aída, C. (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación* (E. Chesneau (ed.)). Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. <https://bit.ly/3pcjnbi>
- Ministerio del Ambiente [MAE]. (2019). *Aprende sobre incendios forestales, únete a #CuidemosLosBosques*. Ministerio Del Ambiente, Agua y Transición Ecológica. <https://www.ambiente.gob.ec/aprende-sobre-incendios-forestales-unete-a-cuidemoslosbosques/>
- Mola, I., Sopena, A., y Torre, R. (2018). Guía Práctica de Restauración Ecológica. In *Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica*. https://ieeb.fundacion-biodiversidad.es/sites/default/files/guia_practica_re_0.pdf
- Mooney, H., y Cleland, E. (2001). The evolutionary impact of invasive species. *Actas de La Academia Nacional de Ciencias de Los Estados Unidos de América*, 98(10), 5446–5451. <https://doi.org/https://doi.org/10.1073/pnas.091093398>

- Morales, J., y Estévez, J. (2006). El páramo: ¿Ecosistema en vía de extinción? *Luna Azul*, 22, 39–51.
http://lunazul.ucaldas.edu.co/index2.php?option=com_content&task=view&id=44&Item
 i...
- Morales, M. (2021). *Efectos del tipo de restauración en la riqueza y cobertura vegetal de tres estados de conservación en los páramos de Cotopaxi y Antisana*. [Tesis de pregrado, Universidad Central del Ecuador].
<http://www.dspace.uce.edu.ec/bitstream/25000/24857/1/FCB-CB-MORALES MIKAELA.pdf>
- Muñoz, J. (2017). Regeneración Natural : Una revisión de los aspectos ecológicos en el bosque tropical de montaña del sur del Ecuador Natural Regeneration : A review of the ecological aspects in the tropical mountain forest of southern Ecuador. *Bosques de Latitud Cero*, 7(2), 130–143.
- Muñoz, L., Cabrera, B., Muñoz, J., y Aguirre, Z. (2021). Parámetros poblacionales de tres especies arbóreas del bosque andino en el Parque Universitario “Francisco Vivar Castro” Loja, Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 11(1), 128–147. <https://bit.ly/3bG9NKJ>
- Palacios, F. (2012). *Evaluación del manejo, cumplimiento de objetivos y actualización del plan de manejo del PUEAR* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Loja].
https://dspace.unl.edu.ec/jspui/bitstream/123456789/5338/1/Tesis_EVALUACIÓN DEL MANEJO%2C CUMPLIMIENTO DE.pdf
- Paspuel, L. (2002). *La conservación y uso sustentable de la biodiversidad en el Ecuador* [Tesis de pregrado, Instituto de Altos Estudios Nacionales].
<https://core.ac.uk/download/pdf/143429514.pdf>
- Patiño, J. (2022). *Dinámica de la sucesión de especies vegetales posterior a un incendio forestal en el páramo antrópico del “Parque Universitario Francisco Vivar Castro” de la ciudad de Loja* [Tesis de pregrado no publicada, Universidad Nacional de Loja].
- Pausas, J. (2012). *Incendios forestales*. Los Libros De La Catarata.
[https://books.google.com.ec/books?id=i1jZDwAAQBAJ&printsec=frontcover&dq=incendios forestales&hl=es-419&sa=X&redir_esc=y#v=onepage&q=incendios forestales&f=false](https://books.google.com.ec/books?id=i1jZDwAAQBAJ&printsec=frontcover&dq=incendios+forestales&hl=es-419&sa=X&redir_esc=y#v=onepage&q=incendios forestales&f=false)
- Pérez, B. (2015). *Ecosistemas y el cuidado del medio ambiente*. Boletín Científico de La Escuela Superior Atotonilco de Tula. <https://doi.org/10.29057/esat.v2i3.1450>
- Quinatoa, I. (2018). *Problemática de la influencia antrópica en páramos andino*. Ondarural.

- <https://ondarural.org/problematICA-de-la-influencia-antropica-en-paramos-andino/>
- Ramirez, M., Orozco, A., y Perez, B. (2007). Helechos invasores y sucesión secundaria post-fuego. *Ciencias*, 085, 18–25.
- Reglamento al Código Orgánico del Ambiente, 190 (2019). [https://site.inpc.gob.ec/pdfs/lotaip2020/REGLAMENTO AL CODIGO ORGANICO DEL AMBIENTE.pdf](https://site.inpc.gob.ec/pdfs/lotaip2020/REGLAMENTO_AL_CODIGO_ORGANICO_DEL_AMBIENTE.pdf)
- Ribeiro, S., Botelho, S., Leite, M., Garcia, P., y Almeida, H. (2013). Regeneração natural em áreas desmatadas e dominadas por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. na Serra da Mantiqueira. *Cerne*, 19(1), 65–76. <https://doi.org/10.1590/S0104-77602013000100009>
- Roos, K., Rödel, H., y Beck, E. (2011). Short- and long-term effects of weed control on pastures infested with *Pteridium arachnoideum* and an attempt to regenerate abandoned pastures in South Ecuador. *Weed Research*, 51(2), 165–176. <https://doi.org/10.1111/J.1365-3180.2010.00833.X>
- Roos, K., Rollenbeck, R., Peters, T., Bendix, J., y Beck, E. (2010). Growth of Tropical Bracken (*Pteridium arachnoideum*): Response to Weather Variations and Burning. *Invasive Plant Science and Management*, 3(4), 402–411. <https://doi.org/10.1614/ipsm-d-09-00031.1>
- Rosero, D. (2013). *Extracción, identificación, cuantificación de Ptaquilósido en leche de ganado vacuno que pastorea en zonas donde crece Pteridium arachnoideum* [Tesis de pregrado, Universidad Central del Ecuador]. <https://www.scielo.br/j/bjb/a/wL5f5CtfQWZSVzHGGrV49kb/?format=pdf&lang=en>
- Sánchez, J. (2021). *Banco de semillas del suelo en el páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro” (PUFVC), Loja, Ecuador* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Loja]. <https://bit.ly/3K9QyFW>
- Sarango, J., Aguirre, Z., Muñoz, L., y Muñoz, J. (2019). Impacto ecológico de un incendio forestal en la flora del páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”, Loja, Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 9(2), 101–114. <https://bit.ly/3QC4dYA>
- Senyanzobe, J., Mulei, J., Bizuru, E., y Nsengimuremyi, C. (2020). Impact of *Pteridium aquilinum* on vegetation in Nyungwe Forest, Rwanda. *Heliyon*, 6(9), 1–8. <https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2020.E04806>
- Simula, M. (2009). Hacia Una Definición De Degradación De Los Bosques: Análisis Comparativo De Las Definiciones Existentes. In *Evaluación de los recursos forestales mundiales Documento de trabajo 154*. <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.383.2552&rep=rep1&type=p>

df

- Slocum, M., Mitchel, A., Zimmerman, J., y Navarro, L. (2000). La vegetación leñosa en helechales y bosques de ribera en la Reserva Científica Ebano Verde, República Dominicana. *Moscoso*, 11, 38–56.
- Smith, T., y Smith, R. (2014). Ecología. In *Dictionary Geotechnical Engineering/Wörterbuch GeoTechnik*. https://doi.org/10.1007/978-3-642-41714-6_90677
- Society for Ecological Retoration International (SER). (2004). *Principios de SER International sobre la Restauración Ecológica*. www.ser.org
- Society for Ecological Retoration International (SER). (2008). *Ecological Restoration as a Tool for Reversing Ecosystem Fragmentation*. <http://www.pima.gov/CMO/SDCP/>
- Souza, C., Siqueira, J., Sales, M., Fonseca, A., Ribeiro, J., Numata, I., Cochrane, M., Barber, C., Roberts, D., y Barlow, J. (2013). Ten-year landsat classification of deforestation and forest degradation in the brazilian amazon. *Remote Sensing*, 5(11), 5493–5513. <https://doi.org/10.3390/rs5115493>
- Taboada, J. (2021). El peligro de las especies pirófilas en los incendios forestales. *TYS Magazine*. <https://tysmagazine.com/peligro-las-especies-pirofilas-los-incendios-forestales/>
- Tessler, N., Wittenberg, L., y Greenbaum, N. (2016). Vegetation cover and species richness after recurrent forest fires in the Eastern Mediterranean ecosystem of Mount Carmel, Israel. *Science of The Total Environment*, 572, 1395–1402. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.02.113>
- Thompson, I., Guariguata, M., Okabe, K., Bahamondez, C., Nasi, R., Heymell, V., y Sabogal, C. (2013). Ecología y sociedad: un marco operativo para definir y monitorear la degradación forestal. *Ecología y Sociedad*, 18(2), 20. <https://www.ecologyandsociety.org/vol18/iss2/art20/>
- Tiberio, F., Pavel, R., y Silva, D. (2022). Fire has short-term negative effects on a super-dominant native fern, *Pteridium arachnoideum* (Dennstaedtiaceae), in a Brazilian savanna. *Nature Conservation Research*, 7(3). <https://doi.org/10.24189/NCR.2022.027>
- Tobar, A., y Gavio, B. (2011). Primer registro de *Pteridium caudatum* (Dennstaedtiaceae) en la Isla de Providencia, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 16(1), 225–231. <https://www.redalyc.org/pdf/3190/319027887018.pdf>
- Úbeda, X., y Sarricolea, P. (2016). Wildfires in Chile: A review. *Global and Planetary Change*, 146, 152–161. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.10.004>

- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [IUCN]. (2014). *Restauración Ecológica para Áreas Protegidas: Principios, directrices y buenas prácticas*. (K. Keenleyside, N. Dudley, S. Cairns, C. Hall, & S. Stolton (eds.); Issue 18). UICN, Gland, Suiza.
https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/Protected_Areas_Guidelines_S.pdf
- Varea, A. (2004). Iniciativas para conservar la biodiversidad. *Universitas*, 4, 7–43.
<https://www.redalyc.org/pdf/4761/476150823001.pdf>
- Vargas, O., y León, O. (2022). *La restauración ecológica en los páramos*.
- Vibrans, H. (2009). *Malezas en México*. Conabio.
<http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/dennstaedtiaceae/pteridium-aquilinum/fichas/ficha.htm>

11. Anexos

Anexo 1. Registro de abundancias de *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon en las 20 parcelas en el páramo antrópico.

Parcela	Número de individuos
1	83
2	174
3	281
4	180
5	149
6	79
7	71
8	189
9	100
10	52
11	145
12	26
13	49
14	56
15	51
16	39
17	39
18	26
19	91
20	39
Total	1919

Anexo 2. Registro de alturas de individuos inventariados de *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon en las 20 parcelas en el páramo antrópico.

Parcela	Promedio de alturas (cm)
1	99,18
2	70,22
3	56,89
4	66,83
5	49,18
6	54,96
7	55,72
8	51,96
9	50,82
10	53,44
11	86,63
12	122,23
13	152,12
14	224,16
15	124,35
16	178,87
17	96,28
18	158,38
19	88,08
20	145,59
Promedio	79,42

Anexo 3. Parámetros estructurales de las especies del páramo antrópico del PUFVC.

Especies	Familia	Abundancia	Densidad (ind/ha)	Densidad relativa (%)	Frecuencia relativa (%)	IVIs (%)
<i>Baccharis latifolia</i> (Ruiz y Pav.) Pers.	Asteraceae	482	9640	16,92	8,13	12,52
<i>Gaultheria erecta</i> Vent.	Ericaceae	472	9440	16,57	8,13	12,35
<i>Gynoxys nitida</i> Muschl	Asteraceae	455	9100	15,97	7,72	11,85
<i>Bejaria aestuans</i> Mutis ex L.	Ericaceae	250	5000	8,78	7,72	8,25
<i>Gaultheria reticulata</i> Kunth	Ericaceae	270	5400	9,48	6,91	8,19
<i>Vaccinium floribundum</i> Kunth	Ericaceae	222	4440	7,79	7,72	7,76
<i>Clinopodium taxifolium</i> (Kunth) Harley	Lamiaceae	177	3540	6,21	5,69	5,95
<i>Brachyotum campanulare</i> (Bonpl.) Triana	Melastomataceae	129	2580	4,53	6,50	5,52
<i>Myrsine andina</i> (Mez) Pipoly	Primulaceae	106	2120	3,72	4,47	4,10
<i>Cronquistianthus niveus</i> (Kunth) R. M. King y H. Rob.	Asteraceae	91	1820	3,19	3,66	3,43
<i>Clethra fimbriata</i> Kunth	Clethraceae	24	480	0,84	4,47	2,66
<i>Gordonia fruticosa</i> (Schrad.) H.Keng	Theaceae	19	380	0,67	4,07	2,37
<i>Dendrophorbium scytophyllum</i> (Kunth) C. Jeffrey	Asteraceae	22	440	0,77	3,66	2,22
<i>Cavendishia bracteata</i> (Ruiz y Pav. ex J.)	Ericaceae	17	340	0,60	3,66	2,13
<i>Monochaetum lineatum</i> (D. DON) Naudin	Melastomataceae	24	480	0,84	3,25	2,05
<i>Tibouchina laxa</i> (Desr.) Cogn.	Melastomataceae	19	380	0,67	2,44	1,55
<i>Oreocallis grandiflora</i> (Lam.) R. Br.	Proteaceae	14	280	0,49	2,03	1,26
<i>Roupala obovata</i> Kunth	Proteaceae	4	80	0,14	1,63	0,88
<i>Huberia peruviana</i> Cong.	Melamostaceae	19	380	0,67	0,81	0,74
<i>Lepechina mutica</i> (Benth.) Epling	Lamiaceae	7	140	0,25	1,22	0,73
<i>Morella pubescens</i> (Humb. y Bonpl. ex Willd.) Wilbur	Myricaceae	6	120	0,21	1,22	0,72

<i>Macleania salapa</i> (Benth.) Hook. f. ex Hoerold	Ericaceae	3	60	0,11	1,22	0,66
<i>Monnina obtusifolia</i> Kunth	Polygalaceae	7	140	0,25	0,81	0,53
<i>Alnus acuminata</i> Kunth	Betulaceae	4	80	0,14	0,81	0,48
<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schltdl. et Cham	Pinaceae	3	60	0,11	0,81	0,46
<i>Vismia baccifera</i> (L.) Triana y Planch.	Hypericaceae	1	20	0,04	0,41	0,22
<i>Viburnum triphyllum</i> Benth.	Adoxaceae	1	20	0,04	0,41	0,22
<i>Macrocarpaea bubops</i> J.R. Grant y Struwe.	Gentianaceae	1	20	0,04	0,41	0,22

Anexo 4. Valores del coeficiente de asociación entre *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon con las especies que crecen en el páramo.

Especie	Familia	Coficiente de asociación	Tipo de asociación
<i>Baccharis latifolia</i> (Ruiz y Pav.) Pers.	Asteraceae	1	Alta
<i>Gaultheria erecta</i> Vent.	Ericaceae	1	Alta
<i>Gynoxys nitida</i> Muschl	Asteraceae	0,95	Alta
<i>Bejaria aestuans</i> Mutis ex L.	Ericaceae	0,95	Alta
<i>Vaccinium floribundum</i> Kunth	Ericaceae	0,95	Alta
<i>Gaultheria reticulata</i> Kunth	Ericaceae	0,85	Alta
<i>Brachyotum campanulare</i> (Bonpl.) Triana	Melastomataceae	0,8	Alta
<i>Clinopodium taxifolium</i> (Kunth) Harley	Lamiaceae	0,7	Alta
<i>Myrsine andina</i> (Mez) Pipoly	Primulaceae	0,55	Media
<i>Clethra fimbriata</i> Kunth	Clethraceae	0,55	Media
<i>Gordonia fruticosa</i> (Schrad.) H.Keng	Theaceae	0,5	Media
<i>Cronquistianthus niveus</i> (Kunth) R. M. King y H. Rob.	Asteraceae	0,45	Media
<i>Dendrophorbium scytophyllum</i> (Kunth) C. Jeffrey	Asteraceae	0,45	Media
<i>Cavendishia bracteata</i> (Ruiz y Pav. ex J.)	Ericaceae	0,45	Media
<i>Monochaetum lineatum</i> (D. DON) Naudin	Melastomataceae	0,4	Media
<i>Tibouchina laxa</i> (Desr.) Cogn.	Melastomataceae	0,3	Baja
<i>Oreocallis grandiflora</i> (Lam.) R. Br.	Proteaceae	0,2	Baja
<i>Roupala obovata</i> Kunth	Proteaceae	0,2	Baja
<i>Lepechina mutica</i> (Benth.) Epling	Lamiaceae	0,15	Baja
<i>Morella pubescens</i> (Humb. y Bonpl. ex Willd.) Wilbur	Myricaceae	0,15	Baja
<i>Macleania salapa</i> (Benth.) Hook. f. ex Hoerold	Ericaceae	0,15	Baja
<i>Huberia peruviana</i> Cong.	Melastomataceae	0,1	Baja
<i>Monnina obtusifolia</i> Kunth	Polygalaceae	0,1	Baja
<i>Alnus acuminata</i> Kunth	Betulaceae	0,1	Baja
<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schtdl. y Cham	Pinaceae	0,1	Baja
<i>Vismia baccifera</i> (L.) Planch. y Triana	Hypericaceae	0,05	Baja
<i>Viburnum triphyllum</i> Benth.	Adoxaceae	0,05	Baja
<i>Macrocarpaea bubops</i> J.R. Grant y Struwe.	Gentianaceae	0,05	Baja

Anexo 5. Script de la prueba no paramétrica Wilcoxon para el análisis de riqueza y abundancia entre los grupos.

```
# prueba de Wilcoxon, alternativa a t Student, cuando los datos no son normales
#####

# Definir directorio de trabajo
setwd("C:/Users/Johana-Tilla/Documents/Analisis")
#####

# Cargar bases de datos
testigo <- read.csv("Testigo.csv", header=T, sep=";", dec=",")
tratamiento <-read.csv("Tratamiento.csv", header= T, sep=";", dec=",")
#####

# Prueba Wilcoxon para la variable Riqueza específica
# Testigo
wilcox.test(x= testigo$$S1, y= testigo$$S2)

# Tratamiento
wilcox.test(x= tratamiento$$S1, y= tratamiento$$S2)
#####

# Prueba Wilcoxon para la variable Abundancia
# Testigo
wilcox.test(x= testigo$A1, y= testigo$A2)

# Tratamiento
wilcox.test(x= tratamiento$A1, y= tratamiento$A2)
```

Anexo 6. Script de la prueba no paramétrica Wilcoxon para las variables ingresos, crecimiento en altura y crecimiento en diámetro basal.

Definir directorio de trabajo

```
setwd("C:/Users/Johana-Tilla/Documents/Analisis")
```

Cargar bases de datos

```
testigo <- read.csv("Testigo.csv", header=T, sep=";", dec=",")
```

Prueba Wilcoxon para la variable crecimiento en altura

```
wilcox.test(x= testigo$Crecimeinto_altura_T1, y= testigo$Crecimeinto_altura_T0)
```

Prueba Wilcoxon para la variable crecimiento en diámetro basal

```
wilcox.test(x= testigo$Crecimiento_d_T0, y= testigo$Crecimiento_d_T1)
```

```
#####
```

Prueba Wilcoxon para la variable ingresos nuevos

```
testigo <- read.csv("ingreso_T1.csv", header=T, sep=";", dec=",")
```

```
wilcox.test(x= testigo$Ingresos_T1, y= testigo$Ingresos_T0)
```

Anexo 7. Certificado de traducción.



Yantzaza, 24 de noviembre del 2022

Yo, Lic. Dalia Tillaguango Pintado, con cédula de identidad 1900622265, graduada en Ciencias de la Educación Mención Idioma Inglés y certificada en proficiencia del idioma inglés por el instituto de Idiomas **FINE TUNED ENGLISH**, el mismo que está registrado en la secretaria técnica del Sistema Nacional de Cualificaciones Profesionales con registro MDT-OC-365399 certifico:

Que tengo el conocimiento y dominio de los idiomas del español e inglés y que la traducción del resumen de trabajo de integración curricular, **Evaluación del manejo de áreas de páramo antrópico afectadas por incendios forestales y ocupadas por Pteridium arachnoideum (Kaulf.) Maxon (Llashipa) en el parque universitario "Francisco Vívar Castro**, cuya autoría de la estudiante Jhaona Elizabeth Tillaguango Pintado, con cedula 1150039004, es verdadero y correcto a mi mejor saber y entender

Atentamente:



Dalia Tillaguango Pintado
DOCENTE DE INGLÉS

Lic. Dalia Tillaguango
Licenciada en Ciencias de la Educación mención
idioma Inglés
Celular: 0968299578
E-mail: dalintillaguango@gmail.com
Yantzaza - Ecuador