



Pontificia Universidad Javeriana
Facultad de Estudios Ambientales y Rurales

Autor: Lisa Echeverri Angel

Directora:
Lilia Roa-Fuentes Ph.D

**Impacto del Clareo del Helecho Marranero *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn
sobre el Reclutamiento de Plántulas Nativas en el Parque Forestal Embalse
del Neusa, Cundinamarca**

Mayo, 2018

CONTENIDO

INFORMACIÓN GENERAL DEL TRABAJO DE GRADO	4
Título	4
PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	4
OBJETIVO GENERAL	4
<i>Objetivos específicos</i>	4
Manuscript according to <i>Forest Ecology and Management</i> journal Guidelines. Version 1.....	5
Impact of <i>Pteridium aquilinum</i> cutting on seedling recruitment in Andean Forest, Colombia	5
1. INTRODUCTION	7
2.METHODS	12
2.1 Study site	12
2.2 Experimental design	13
2.3 Field sampling	14
2.4 Data Analysis	14
3 RESULTS	15
3.1 Floristic Composition	15
3.2 Importance Value Index	16
3.3 Vegetation Structure	16
3.4 Distance of plots to high Andean forest	17
3.5 Plant cover	18
<i>Time effect</i>	19
4 DISCUSSION	20
4.1 Plant composition	20
4.2 Plant Diversity	23
4.3 Distance of propagules source	24
5 Acknowledgements	25
REFERENCES	25
SUPPLEMENTARY INFORMATION	31
Anexos requeridos para la modalidad de Trabajo de Grado	37
ANEXO 1. Forest Ecology and Management Journal Author Guidelines	37
Anexo 2. MARCO TEÓRICO EXTENDIDO	40
Problema de Investigación	40

Justificación	41
MARCO TEÓRICO	41
Sucesión Ecológica	41
Restauración ecológica	42
Invasión biológica	42
Control de Especies Invasoras	43
Helecho marranero <i>Pteridium aquilinum</i>	43
Limitación al establecimiento	43
Limitación de semillas:	43
Plantas ruderales	43
Bosque alto andino	44
Degradación	44
Antecedentes	45
Antecedentes temáticos	45
Antecedentes de Contexto	47
BIBLIOGRAFÍA	47
Anexo 3. MÉTODOS EXTENDIDO	50
Contexto regional del área de estudio	50
Técnicas de captura de datos e instrumentos	52
Diseño del estudio	52
Métodos de Recolección de datos	54
Métodos matemáticos, estadísticos o cualitativos	55
BIBLIOGRAFÍA	56

INFORMACIÓN GENERAL DEL TRABAJO DE GRADO

Título

Impacto del Clareo del Helecho Marranero *Pteridium aquilinum* sobre el Reclutamiento de Plántulas Nativas en el Parque Forestal Embalse del Neusa, Cundinamarca

PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuáles son las diferencias de los atributos de la vegetación reclutada (composición florística, riqueza, diversidad, cobertura y densidad) entre un tratamiento con clareo de helecho marranero y un tratamiento sin clareo?

OBJETIVO GENERAL

Describir la variación en la composición florística y estructura de la vegetación reclutada en áreas post control de helecho marranero y áreas con la presencia del helecho.

Objetivos específicos

1. Comparar la composición florística y la cobertura de la vegetación en áreas postcontrol de helecho marranero un año después de la primera eliminación.
2. Determinar el efecto de la distancia de las parcelas al bosque alto Andino sobre los atributos de la vegetación.
3. Definir el efecto de la estrategia sobre el reclutamiento de plántulas.

1 Manuscript according to *Forest Ecology and Management* journal Guidelines. Version 1.

2

3 **Impact of *Pteridium aquilinum* cutting on seedling recruitment in Andean**
4 **Forest, Colombia**

5

6 Lisa Echeverri-Angel¹

7

8 ¹Department of Ecología y Territorio, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá-Colombia

9 Email: echeverri-l@javeriana.edu.co

10

11 Correspondence

12 Lilia Roa-Fuentes, Department of Ecología y Territorio, Pontificia Universidad Javeriana,
13 Bogotá-Colombia

14 Email: lilia.roa@javeriana.edu.co

15

16 **Funding information**

17 Corporacion Autonoma Regional de Cundinamarca-CAR [Coven N°. 1561, 2016]

18

19

20 **Abstract**

21 Bracken fern (*Pteridium aquilinum*) is a cosmopolitan weed which once established comes to
22 dominate the ecosystem, which gives it the status of invasive species. Worldwide ecological
23 success of Bracken fern has been caused by changes in land use and practices involving slash
24 and burn. Nevertheless, recent evidence shows considerable ambiguity about the effect of
25 Bracken fern on ecosystems. The purpose of this study was to compare composition and plant
26 cover between areas with bracken clear-cutting and bracken cover, and the effect across the
27 time.

28 **Location:** Neusa Forestry Park located in the Eastern Andes cordillera of Colombia, Cogua
29 municipality at Cundinamarca, Colombia.

30 **Methods:** Ten hectares of bracken were clear-cut one year ago, so the knowledge gap is with
31 regards to what effect this control will have in natural regeneration and succession processes.

32 **Results:** a total of 53 species (26 families) were found across the studied sites. Cleared
33 treatment showed the higher species richness compared with the bracken treatment. Although
34 there were more species in the cleared treatment, we did not find a difference in plant
35 richness between treatments. In addition, the bracken treatment showed a higher plant cover
36 than the cleared treatment. Ruderal non-forest species colonized the cleared treatment and
37 dominate it, making regeneration slow. Fewer individuals of less species were recruited in the
38 bracken treatment, while more individuals of more species were recruited in the cleared
39 treatment.

40 **Conclusions:** The results can be explained by an establishment limitation for the species
41 being recruited, caused by the bracken, concluding an initial positive impact of clearing
42 bracken. The distance between plots and the reference forest did not affect species richness,

43 this could be due to the fact that the reference forest patch is not the only seed source and
44 seed bank germination is also responsible for species richness in the study area. Some early
45 succession Andean forest species are being recruited in areas where Bracken was controlled.

46 **Key words (8 – 12)**

47 Bracken fern; recruitment; plant cover; floristic composition; control strategy; succession;
48 biological invasions; restoration.

49

50 **1. INTRODUCTION**

51 Species composition in tropical forests responds to historical disturbance regimes at a local
52 and regional scale (Chazdon, 2014) and also to disturbance intensity, which depends on
53 spatial extension, frequency, duration and severity (Waide & Lugo 1992, as cited in Chazdon,
54 2014). Invasive species are a disturbance agent in tropical montane forests, inducing changes
55 in the structure, composition and function of plant communities and in the ecosystem level as
56 well (Gallegos et al, 2014), eventually causing a gradual replacement of native species, due to
57 an increase in biomass and shade of the invasive species. As a consequence, ecological
58 functionality is lost; such as water regulation and/or pollination (Barrera, Basto & Contreras,
59 2017). Perennial weeds with underground rhizome systems cause problems for plant
60 community conservation worldwide (Naylor, 2002 as cited in Milligan, et al, 2016).

61 Bracken fern (*Pteridium aquilinum* L.) is a weed of the Dennstaedtiaceae family that has a
62 cosmopolitan distribution, but it is not known exactly where it originated (Tryon, 1941). It has
63 a perennial habit. It is commonly found distributed in areas such as pastures or abandoned
64 agricultural land and thrives in degraded areas that have been affected by fire. It has a high
65 dispersion rate due to its rhizomes and spores, the latter are easily dispersed by wind and it is

66 also allelopathic, because it contains the secondary metabolite *Sellegueain A*; a phytotoxic
67 (de Jesus Jatoba *et al.* 2016) It is toxic for animals, because it contains Thiaminase (Díaz *et*
68 *al.* 2010) and also insecticide tannins (Ghorbani *et al.* 2006) Additionally, it is pyrogenic
69 because it increases the flammability of the vegetation around it (Jacobs & Peck, 1993; den
70 Ouden, 2000). At a global scale, the ecological success of Bracken fern has resulted from
71 changes in environmental/agricultural practices that have increased the amount of suitable
72 habitat, such as slash and burn (Pakeman *et al.*, 2000). The presence of this species makes the
73 management of forests for conservation or restoration difficult. In Colombia, it cannot be
74 considered introduced due to its global range, but it is reported as a species with a high risk
75 of invasion and it behaves as an invasive species in Andean forests, pastures and degraded
76 areas (Pinzón *et al.* 2010). Bracken fern has colonized large areas in the Llanos Orientales
77 region (Díaz, 2010) and where slash and burn agricultural practices occur, such as the
78 “páramos” and other Andean ecosystems (Sarmiento & León, 2015).

79 In areas invaded by Bracken fern, it is a major disturbance for native species, causing
80 regeneration processes to be slow or impeded, due to a strong inhibition (Zimmerman *et al.*,
81 2000). The impact of Bracken fern on succession is caused by the dense canopy of fronds,
82 which block sunlight and favor shading over the understory vegetation, which decreases the
83 number of native seeds that can reach the soil surface (Stewart *et al.*, 2008). In addition with
84 a large litter accumulation and the litter’s chemical composition that contains compounds
85 with allelopathic or phytotoxic activity (*Sellegueain A*), that hinders germination, growth and
86 establishment of other species (Rodrigues da Silva & Silva Matos, 2006; Cunha *et al.*, 2017; de
87 Ouden, 2000; Marrs *et al.*, 2000; de Jesus Jatoba *et al.*, 2016). Bracken fern also has a rhizome
88 system that stores carbohydrates, nutrients and dormant buds, facilitates propagation and at
89 the same time, establishes a barrier for the roots of native seedlings and reduces nutrient
90 availability (Marrs *et al.*, 1998 as cited in Milligan *et al.*, 2016). The disturbance caused by

91 the above and belowground components of Bracken fern affect the rate and quality of natural
92 regeneration even when the disturbance is ceased, in other words even when the Bracken fern
93 is controlled or eradicated (Chazdon, 2014).

94 The most effective control strategy for Bracken fern reported is cutting the fronds from two
95 to three times a year (Stewart *et al.*, 2008) and also herbicide application (Milligan *et al.*,
96 2016). The cutting is focused on reducing the carbohydrate and nutrient stores in the
97 rhizomes (Marrs & Watt, 2006) and also on breaking up the litter layer, in this way to reduce
98 the frond cover to the lowest level (Marrs & Lowday, 1992; Marrs *et al.*, 1998). Bracken fern
99 cutting opens spaces for the colonization of native plants. The most difficult aspect of the
100 Bracken fern eradication is the rhizome system, because even when the fronds are cut, it
101 remains active for long periods of time (Stuefer *et al.*, 2000). In addition, this species is
102 known for its rapid return after controls (Lowday & Marrs, 1992 as cited in Milligan, *et al.*
103 2016). Large sums of money are invested in controlling the species, but in many cases they
104 are ineffective, due to the attributes that make the Bracken fern so successful which also give
105 it resilience to control treatment (Lowday & Marrs, 1992; Chapman *et al.*, 2009 as cited in
106 Milligan *et al.*, 2016).

107 However, the effect of Bracken fern control on natural regeneration and succession processes
108 is not clear. Currently, contrasting evidence exists about the effect of the Bracken control and
109 the necessity to implement additional intervention to reach plant community recovery
110 (Gallegos, *et al.*, 2014; Marrs & Watt, 2006). In addition, the successional trajectory in areas
111 exposed to Bracken fern could take a long time and then, the effect of Bracken cutting on
112 plant composition and cover could be evident only after many years. On the other hand,
113 environmental variables such as distance of a propagules source could be driving the species

114 composition and cover. For Colombia, the knowledge on this topic is scarce and few
115 researches have reported the effectiveness of control strategies.

116 A way to measure the success of a control is to register the return of native communities
117 (Sarmiento & León, 2015). In the present study we focused on registering the difference in
118 plant composition and plant cover between a Bracken fern cleared area and a Bracken fern
119 invaded area. Also, we determined if there was a positive impact of clearing Bracken on
120 seedling recruitment in the Neusa Forestry Park. The results will be used for post monitoring
121 of the Bracken fern control strategy and for an effectiveness assessment of the low
122 intervention restoration strategy used.

123 The ideal system to resolve the controversy should include 1) areas with a biological invasion
124 of Bracken fern, with 2) an area where the Bracken fern control was carried out and 3) with a
125 possibility for monitoring. In addition, it will be useful 4) to include factors affecting the
126 natural regeneration, such as distance to the propagules source/reference forest. Neusa
127 Forestry Park has a long history of anthropic disturbances such as exotic species plantations
128 (*Pinus patula* Schltdl. & Cham.) for commercial use and chronic agricultural interventions in
129 the “páramos” and high Andean forests, especially potato crops and cattle overgrazing, slash
130 and burn practices, forest clearing and biological invasions (*P. aquilinum* and *Ulex europaeus*
131 L.) as well as a clearing of 272 hectares of commercial plantations from 2009 to 2014. The
132 high Andean forest is a threatened ecosystem in Colombia (Rangel, 1989; Romero, 2012), its
133 vegetation is formed by “encenillos” (*Weinmannia tomentosa* L. f.) associated with other
134 shrubs of the “páramo”. The most characteristic species are Raque (*Vallea stipularis* L. f.),
135 Encenillo (*W. tomentosa*), Mortiño (*Vaccinium meridionale* Sw.), Aliso (*Alnus acuminata*
136 Khun) and Sietecueros (*Tibouchina lepidota* (Bonpl.) Baill.), among others (Sarmiento &
137 León, 2015). Bracken fern has invaded the Laureles sector in the Neusa Forestry Park, which

138 was affected by natural disturbances such as underground fires that covered 70 hectares in
139 2004 and 2013 and frosts in 2017 (Cañon, 2012; Barrera *et al.*, 2017). To manage the
140 Bracken fern, the Ecological Restoration School (ERS) of the Pontificia Universidad
141 Javeriana has cleared 10 hectares in Laureles (Barrera *et al.*, 2010), as a low intervention
142 restoration strategy.

143 The main objective of the present research is to determine and compare the attributes of the
144 recruited vegetation in two treatments: Bracken fern cleared area and Bracken fern invasion.
145 On the other hand, this study was focused on comparing floristic composition and cover
146 between two different moments in time in the Bracken fern cleared area, the first immediately
147 after clearing and the second one year after. In addition, we explored the effect of the
148 propagules source distance on the species richness and plant cover. We expect to find
149 Asteraceae as the most representative family (Betancur, 2010), and pioneers species as
150 *Lupinus bogotensis*, *Alnus acuminata*, *Baccharis latifolia*, *Oreopanax bogotensis* and
151 *Smallanthus pyramidalis*, among others (Restrepo, 2016). We also expect to find species in
152 the Bracken treatment as *Achyrocline satureiodes*, *Ageratina tinifolia*, *Baccharis latifolia*,
153 *Gnaphalium cf. graveolens* and *Phytolacca bogotensis* (Mora & León, 2007). Finally we
154 expect that diversity and plant cover will be higher in the cleared treatment than in the
155 bracken treatment. Also, with regards to cover between samplings/times, we expect to find a
156 higher cover in the second sampling, because in a year, the succession has had more time to
157 advance and the seedlings to grow. Finally, we expect that the plots located closer to the
158 Andean forest will have a higher species richness than those located further away, due to a
159 facilitated seed dispersal.

160

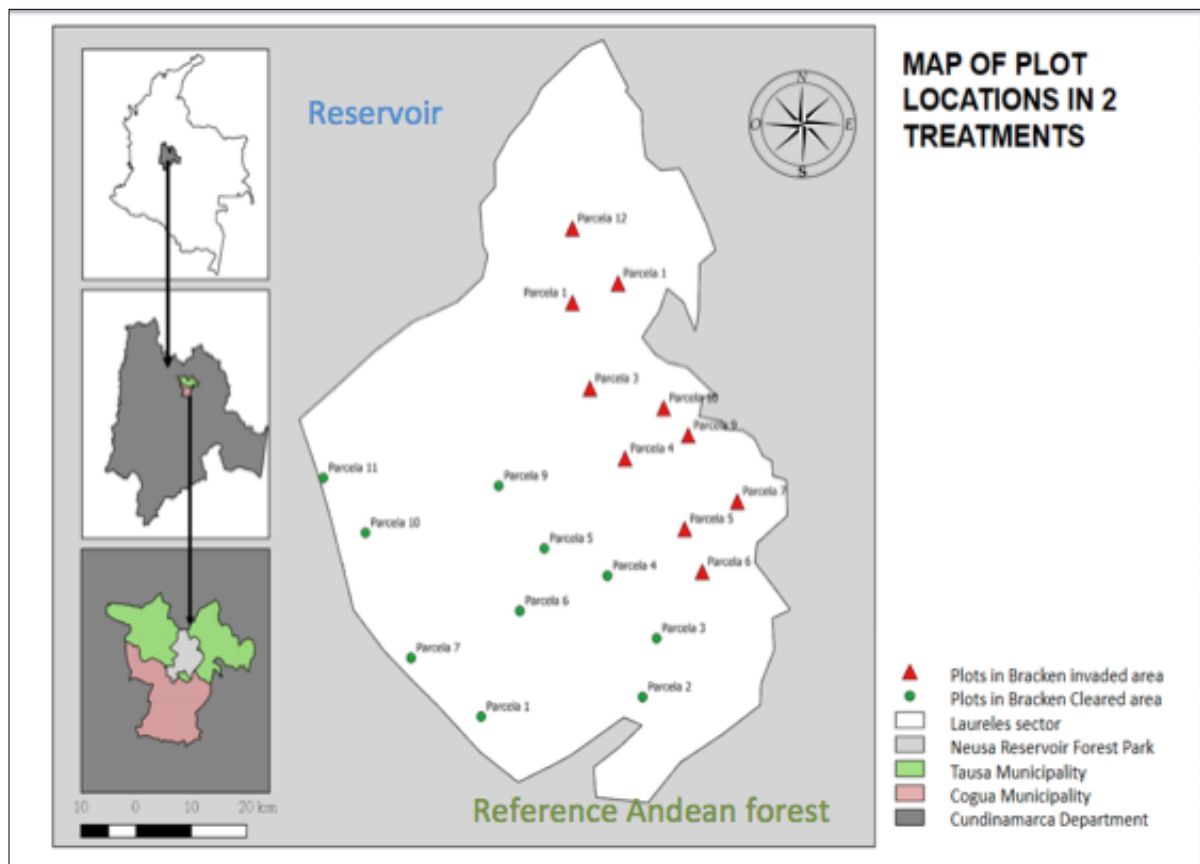
161 **2.METHODS**

162 **2.1 Study site**

163 The study was carried out in Neusa Forestry Park, located in the Eastern Andes cordillera of
164 Colombia, Cogua municipality at Cundinamarca. The study site are located 05 09'00''N; 73
165 59'00'' at 3000 masl. Neusa is zoned in four sectors as follows: Chapinero, Laureles,
166 Guanquica and Administration. Our research was carried out in the Laureles sector, next to
167 the Andean forest of reference (Fig.1).

168

169 **Figure 1.** Study area Map with location of the plots.



170

171

172 **2.2 Experimental design**

173 The selected area has a long history of Bracken fern (*Pteridium aquilinum*) cover. The
174 Restoration Ecology School of the Pontificia Universidad Javeriana (ERE-PUJ) applied two
175 treatments as follows: ten hectares of Bracken fern was cut, then the aerial material was cut
176 every two months during one year (hereafter *cleared* treatment). In the adjacent area the
177 Bracken cover was maintained as a control site (hereafter Bracken cover). In each treatment
178 we installed ten plots (10m x 10m), the plot location was random (Vallejo, *et al.* 2005) in
179 both treatments. Each plot was divided in five transects (2m x 10m) and the plant cover
180 sampled was carried out each ten meters on each transect. A prior sampling carried out by the

181 ERS-PUJ, of the reference forest was used to compare the Importance Value Index (IVI_i) and
182 vegetation structure and cover with the other two treatments.

183

184 **2.3 Field sampling**

185 During April 2017 the plant composition and cover were sampled in the *cleared* treatment.
186 After one year and four control cuttings, in April 2018 the plant composition and cover was
187 sampled in cleared and Bracken fern treatments. In each sampled time, floristic composition
188 was registered in all plots, in each transect. To measure the plant cover, the line intercept
189 method was used (Canfield, 1941), by determining the length covered by each of the plant
190 individuals under the meter. The length covered by each one of the plant individuals found
191 was registered to determine cover and height. In addition, the species identity was registered
192 (Cronquist, 1981). The Missouri Botanical Garden database (Tropicos.org) was also used for
193 taxonomic identification. Only the individuals that were directly under the decameter were
194 taken into account and registered. Botanic samples were taken only if it was not possible to
195 identify the individual(s) taxonomically in the field.

196

197 **2.4 Data Analysis**

198 Individual plant cover was calculated using the formula $Plant\ cover\ (\frac{L}{Lt}) * 100$, where L
199 represents the length intercepted by the individual and Lt the total length of transects (*i.e.*, 50
200 m). To each individual a strata was assigned following the method proposed by Rangel &
201 Lozano, (1986); *i.e.*, ground level, herbaceous, shrub and sub arboreal. The plant habit per
202 species was assigned according to the literature.

203 For the recruitment analyses, the individuals of *P. aquilinum* were excluded. Shannon and
204 Simpson diversity index, richness (as species number) and plot density (*i.e.*, number of

205 individuals per plot) were calculated. We carried out a similarity analysis (ANOSIM) to
206 compare the species composition between treatments. Because the data did not adjust to a
207 normal distribution, the non-parametric test Kruskal-Wallis was carried out to compare
208 attributes between treatments. For each treatment, we calculated an importance value index
209 (IVI) as the sum of the species' relative density, relative frequency, and relative basal area
210 divided by 3 (Curtis & McIntosh, 1951). We modified the IVI index by replacing the relative
211 basal area by plant cover. Plant cover was compared between treatments for samples 2018
212 and between times for the cleared treatment from 2017 to 2018. All the analyses were carried
213 out using R Studio with the package BiodiversityR (Roeland Kindt, 2018).

214 **3 RESULTS**

215 **3.1 Floristic Composition**

216 We found 56 species of 29 families. In the sampling carried out in April 2018 we registered
217 53 species of 26 families. 47 species were found in the cleared treatment and 35 in the
218 Bracken treatment. The most diverse family was Compositae (14 species), followed by
219 Poaceae with (6) and Rosaceae (5) (Figure 7). In the second sample we found 46 species of
220 23 families. In the second year we found 10 new species (of 9 families) (Table 2).

221 Most of the species listed above (5 species) are shrubs, the others are vine (*Muehlenbeckia*
222 *tamnifolia*) and herbs (*Castilleja integrifolia*, *Bouchetia* sp). In the same way, some (4)
223 species registered during the first year were not found during the resampling.

224 The most abundant species in cleared area were *Hieracium avilae* (108 individuals),
225 *Hipochaeris radicata* (63), *Holcus lanatus* (55) and *Rumex acetosella* (52) and *Weinmannia*
226 *tomentosa* (52). In contrast, the most abundant species in the Bracken treatment were
227 *Digitalis purpurea* (140), *Holcus lanatus* (96), *Hieracium avilae* (74), and *Rubus bogotensis*
228 (70) (Table 2).

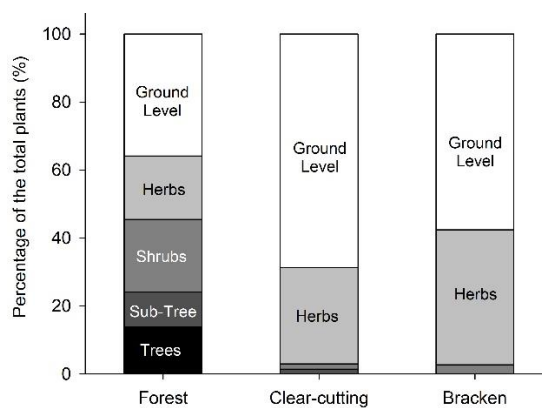
229 3.2 Importance Value Index

230 Our analysis was restricted to those species with the greatest IVI and that together covered
231 50% of total IVI. The species with the highest IVI in Bracken fern treatment was *Digitalis*
232 *purpurea* (46.5), in the cleared treatment *Hieracium avilae* (40.4) and in the reference forest,
233 *Weinmannia tomentosa* (41.9) The IVI in the forest is spread among more species (7), than
234 in the other two treatments (4 for bracken and 6 for clear-cutting). (Table 3).

235 3.3 Vegetation Structure

236 To total sampled plots, we found three different strata as follows: ground level (< 0.3 m),
237 herbaceous (0.31-1.5m), shrub (1.51-5m) and sub-arboreal (>5m). In the resampling in
238 cleared treatment, the ground level stratum showed the highest cover (68.6%), followed by
239 herbaceous stratum with (28.4%), shrub stratum (1.6%) and sub-arboreal stratum (1.4%). In
240 Bracken treatment, the ground level stratum showed the highest cover (57.6%), followed by
241 herbaceous stratum (39.7%), shrub stratum (2.6%) and sub-arboreal (0.1%).
242 In the first sample time, the herbaceous stratum showed the highest plant cover (62%),
243 followed by ground level stratum (28%) and shrub (1%) (Fig. 4)

244 **Figure 1.** Percentage of plant classification per strata.

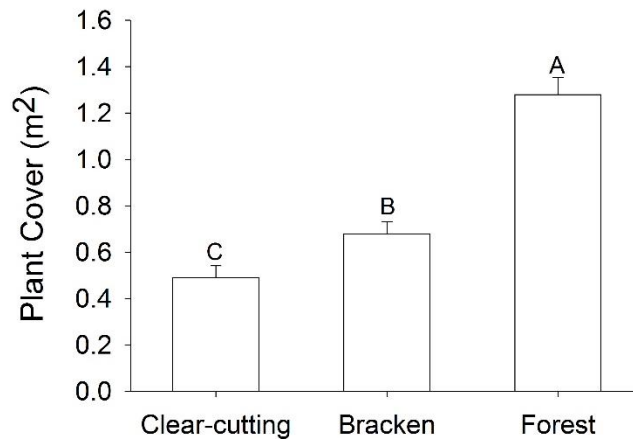


245

246

247 The forest showed the higher value of plant cover ($F = 788.6$; $p < 0.001$; Figure 2). Between
248 the treatments, Bracken showed a higher value of plant cover compared with clearing-cutting
249 treatment ($p < 0.05$; Figure 2).

250 **Figure 2.** Plant cover per treatment in Neusa Forestal Parck, Colombia. ($F = 788.6$; $p <$
251 0.001). Different letters indicate means are significantly different among treatments.



252

253

254 3.4 Distance of plots to high Andean forest

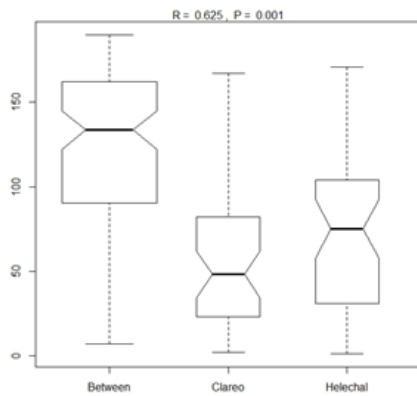
255 Plots distance of the Andean forest ranged from 36 m to 294 m. We selected three categories
256 for the distance, close (0 – 50 m), intermediate (50 -100 m) and far (> 100 m).

257 The number of individuals per treatment was higher in the cleared treatment (325 ind.)
258 compared with the Bracken treatment (302 Ind.). The species richness was slightly higher (S
259 = 0.76) in the cleared treatment compared with the Bracken treatment ($S = 0.74$). When the
260 diversity was compared, we found values of $H = 1.67$ for the cleared treatment and $H = 1.57$
261 for Bracken treatment. When the species composition was compared between treatments, we
262 found a significant effect (Fig. 3 a.) In contrast, we found that plots distance of the Andean
263 had not effect on the plant cover. (Fig. 3 b.)

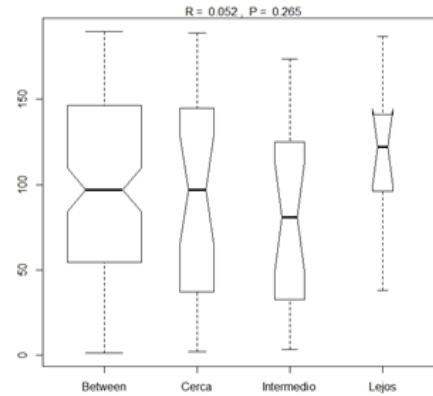
264 **Figure 3. Species similarity between treatments and distances (ANOSIM).** A) Plant
265 species richness per treatment, b) plant species richness per distance of propagule source.

266

a)



b)



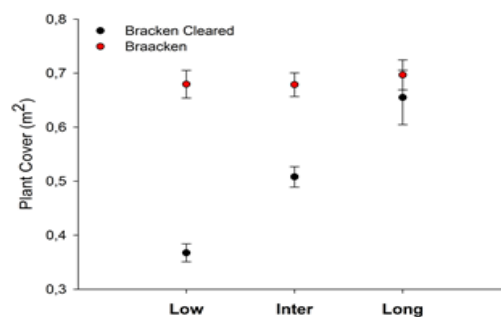
267

268

269 3.5 Plant cover

270 We found a statistically significant effect of treatment ($p < 0.0001$) and distance ($p < 0.0001$)
 271 on plant cover. There was also a significant interaction between the effect of treatment and
 272 distance on plant cover ($p < 0.0001$), with a distinct pattern between treatments across the
 273 three distances. Plant cover in cleared treatment showed a trend to increase with a distance
 274 increase. In contrast, in Bracken treatment we did not find any trend (Figure 4).

275 **Figure 4.** Plant cover in cleared and Bracken fern treatment across the three distances.



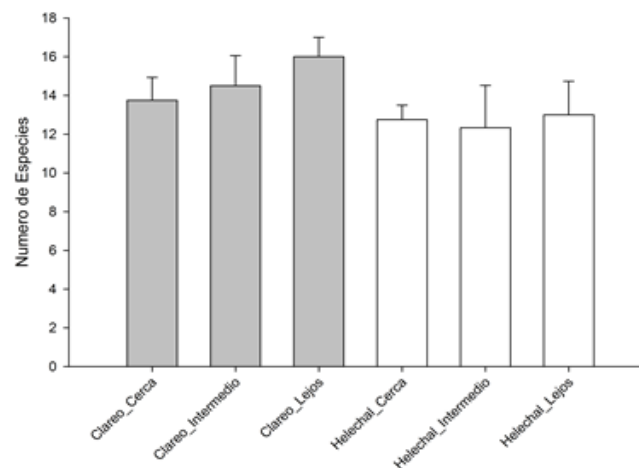
276

277

278 **Species richness**

279 There was not a significant effect of treatment ($p= 0.268$) and distance ($p=0.548$) on species
280 richness, neither a statistically significant interaction between the effects of treatment and
281 distance on species richness ($p=0.95$). Although there were more species in the cleared
282 treatment, there was no significant statistical difference in richness between treatments
283 (Figure 5).

284 **Figure 5.** Species Richness per treatment (cleared is gray and Bracken is with bars) across
285 distance.



286

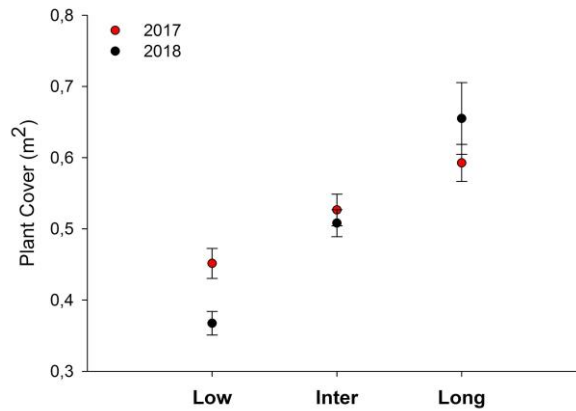
287 When the plant height was compared we did not find a significant effect of the treatment on
288 the plant height ($p= 0.006$). In contrast, we found a significant effect of the distance on the
289 plant height ($p<0.0001$). There was also a statistically significant interaction between the
290 effects of treatment and distance on species height ($p<0.0001$).

291 **Time effect**

292 We compared the plant cover during the plant sampling immediately after the Bracken was
293 cleared and one year after. We did not find a significant effect of the time sampling on plant
294 cover ($p=0.109$), in contrast we found a significant effect of distance on plant cover ($p<$
295 0.0001). There was also a statistically significant interaction between the sampling time and

296 distance on plant cover ($p = 0.026$). We found that the plant cover was different between all
297 distances to Andean forest/propagule source ($p < 0.001$) (Figure 6).

298 **Figure 6.** Plant cover per Sampling



299

300 4 DISCUSSION

301 4.1 Plant composition

302 In concordance with our expectation, family Asteraceae was the most diverse family.
303 Asteraceae shows attributes associated with a high tolerance to perturbation such as
304 anemochory dispersal, high competition and persistence in disturbed areas, which makes it a
305 very common family during the earlier succession (Gentry, 1995). In addition, in higher
306 altitudes of tropical forest, Asteraceae is one of the richest woody species (Cuesta *et al.*,
307 2009). The species richness was almost ten times lower compared with other Andean forests
308 (Hernandez *et al.*, 2011) and, despite that we did not find a statistical difference in plant
309 richness between treatments, there is a slight trend of higher richness in the cleared treatment
310 than in the bracken treatment (Figure 5). In concordance with our expectation, the Bracken
311 fern cut shows a positive impact on the species richness. The increase of species richness one
312 year after the Bracken cut is evidence of the succession advance. However, the low species
313 richness in cleared areas could be caused by seed limitation, due to the low seed dispersal

314 into the area, or establishment limitation by the abiotic conditions that include higher
315 temperature and irradiance, and lower soil moisture compared to the bracken treatment (Holl
316 1999; Lebrija-Trejos *et al.*, 2011). We have taken into account also, the effect of area
317 manipulation during the Bracken fern cutting, which could reduce the recruited species
318 viability.

319 Floristic composition in cleared sites is consistent with an early succession in Andean forest,
320 since some species as *A. acuminata*, *B. latifolia*, *W. tomentosa*, *V. stipularis*, *M. rupestris*, *Q.*
321 *humboldtii*, *M. pubescens*, *M. leucoxylla*, and *H. goudotiana* are reported in mature forest
322 (Sarmiento & León 2015; Alvear, *et al.* 2010). In addition, the most abundant species in the
323 cleared treatment, *i.e.*, *H. avilae*, *H. radicata*, *H. lanatus*, *R. acetosella* and *W. tomentosa*,
324 have been reported as pioneers native herb species (*H. avilae*) and alien species (*H. radicata*,
325 *H. lanatus* and *R. acetosella*). Such species can dominate early succession and are considered
326 invasive species of mining, agriculture and cattle disturbed areas (Vargas *et al.*, 2011). On the
327 other hand, *W. tomentosa* is a native tree species of the high Andean forest (Sarmiento &
328 León, 2015) and *R. bogotensis* is also a native species with invasive attributes (Rubio, 2013).
329 One year after the Bracken fern cut, the species present are typical of disturbed sites, so this
330 is in concordance with the disturbance caused by Bracken invasion, frosts and fires that have
331 occurred in the study area. The most abundant species in the Bracken fern treatment were *D.*
332 *purpurea*, *H. lanatus*, *H. avilae*, and *R. bogotensis*.

333 The vegetation structure shows that the ground level vegetation is the predominant stratum in
334 all treatments, but the forest showed the lowest percentage of predominance of this stratum
335 and the clear-cutting treatment the highest. The fact that plant cover is highest in the forest
336 points to a more advanced stage of succession than the other two treatments. Also there are 2
337 other strata not present in the other treatments: sub-tree and tree, and herbs stratum occupies a
338 larger percentage, thus showing a more complex structure. Plant cover is higher in bracken

339 than in clear cutting treatment. This could be reinforcing the idea about an early stage of
340 succession in the study site with Bracken fern and without it. In addition, because most of the
341 new species registered one year after the Bracken cutting are shrubs, so we considered we
342 considered this as an evidence to the replacement of herbaceous/vine plants for woody plants
343 in concordance with the reported by Chazdon (2014) as a predictable aspects of succession.
344 However, the lack of complexity in structure, suggests an early succession. The reference
345 forest had the highest plant cover.

346 The lower diversity in the Bracken fern treatment is in concordance with the reported, that the
347 fern has a high competitor ability, due to the its high frond density, which favors shading and
348 its litter's chemical composition which repels other species by presenting compounds with
349 phytotoxic activity (Marrs *et al.*, 2000; de Jesus Jatoba *et al.*, 2016), as has been reported in
350 other researches (Holl *et al.* 2000; Zimmerman *et al.* 2000; Slocum *et al.* 2004). In our
351 research we considered that the establishment limitation applied to 18 species that were
352 exclusive to the cleared area (Table 2); those species are either "páramo" or grass species. In
353 the exclusives species to Bracken fern treatment, the only registered to Andean forest is
354 *Quercus humboldtii*. This could mean that Bracken fern does not cause an establishment
355 limitation to this species. In addition, in the Bracken fern treatment there was a higher
356 incidence of vines (*R. bogotensis* and *M. tamnifolia*).

357 The lower plant density in the Bracken fern treatment can be explained by a high competition
358 with the Bracken. Plant cover was higher in the Bracken fern treatment, this could suggest a
359 positive effect of the bracken (Gallegos *et al.*, 2014) on the growth of seedlings by reducing
360 the harsh conditions in the open area, causing less seedling mortality (by a higher irradiance
361 and also by consequence of the handling during the Bracken cut) and an increased growth of
362 the seedlings, by a higher organic matter content, thus resulting in more cover. But, it has to
363 be pointed out that the majority of the dominating species present in the Bracken fern

364 treatment are non-forest species, they are ruderal herbs. Differences in cover between
365 treatments can also be explained by the fact that the vegetation in the Bracken fern treatment
366 has been undisturbed for a longer period of time and has had more time to grow.

367 **4.2 Plant Diversity**

368 The lower values of Shannon index (*i.e.*, both lower than 2) confirm the lower species
369 diversity reported in the plant richness. Results compared to other Andean forest show us that
370 the plant species diversity in our area is low (Hernandez *et al.*, 2011; Cuellar & Cano 2017).
371 Most of the other reported Andean forests are focused on later successional forest and in
372 absence of alien species. However, the diversity is higher in the cleared treatment, which
373 could indicate a positive consequence of clearing of the Bracken, facilitating recruitment, in
374 concordance with our expectation. Finally, the dissimilarity between plant compositions per
375 treatments show the effective response of the plant composition to the Bracken fern control in
376 Neusa Forestry Park. The species showing the highest IVIi in the Bracken treatment was *D.*
377 *purpurea*, an exotic herbaceous perennial plant and the species with the highest IVIi in the
378 cleared treatment was *H. avilae*, also a perennial plant, but native to Colombia. All the plants
379 included in the IVIi of Bracken treatment and cleared treatment were herbaceous, except *W.*
380 *tomentosa* that is woody and *R. bogotensis* that is a vine. Such species have been reported in
381 other research in Andean forest (Cuellar & Cano, 2017). In contrast, other important species
382 in Andean forest remain with a lower importance in our study site (Alvear, *et al.*, 2010; *i.e.*,
383 *Weinmannia pubescens*, *A. acuminata* and *Tibouchina andreana*). The reference Andean
384 forest presented as the species with the highest IVIi *W. tomentosa*, a native tree, followed by
385 *Chusquea scandens*, a native woody bamboo and next by species with woody habit that
386 belong to the Andean forest (*Drimys granadensis*, *Clusia multiflora*, *Myrsine coriacea* and
387 *Persea* sp). This indicates a more advanced stage of succession than in the Bracken and cut-

388 clearing bracken sites. The exclusive species in the cleared sites (Table 2) are evidence about
389 the increase of native species when the Bracken fern is controlled.

390 ***4.3 Distance of propagules source***

391 In contrast with our expectation, in the cleared treatment we found a trend to the increase of
392 plant cover with the increase of distance to the propagules source. Such results despite that
393 our study plots were located from 36 to 294 m from the reference forest, which exceeds the
394 reported limit to reach a high seed dispersion (*i.e.*, 10–25 m; Martinez-Garza & González-
395 Montagut, 1999; Cubiña & Aide, 2001). As well, we considered that variation in
396 environmental factors, such as nutrient content in the soil can also explain such variation;
397 however, it is required to include such evidence.

398 On the other hand, the distance did not show any effect on the species richness and diversity.
399 These findings can be explained if we take into account that dispersal into the cleared area is
400 affected by predation. We considered that an increase in the regrowth of the dominating
401 vegetation (perennial herbs) is possible with more distance, as they have a short life-cycle,
402 the 2 samplings (spaced 1 year) are enough to show this variation. In addition, it is necessary
403 to include other seed sources such as the seed bank, which could be acting into the pattern of
404 plant recruitment. We also considered that that one year is a very short time to show a
405 significant difference between treatments.

406

407 **5. Conclusions**

- 408 a. A change in species composition is evident 1 year after clearing of Bracken,
409 with a replacement of herbaceous for woody plants.
- 410 b. Early succession andean forest species are being recruited in areas where
411 Bracken was controled.
- 412 c. Even though there is no significant effect of the treatment on species richness,
413 it tends to increase with the Bracken clearing.

414 d. Distance to propagules source does not show the expected pattern. (*i.e.*, higher
415 abundance and richness nearer).

416

417 **6. Recomendations**

418 It is important to invest in monitoring to understand the medium and long term effect of
419 Bracken control. Also, to study the seed bank quality and viability and other variables as
420 complementary mechanisms for natural regeneration in the study area.

421

422 **5 Acknowledgements**

423 I would like to give a special thank you to my parents, for their unconditional support during
424 this process, also to my best friend, for always encouraging me and to my thesis director
425 Lilia, for all her help and support through this process. In addition, I would like to thank to
426 the Restoration Ecology School by the logistic and academic support.

427 **Author Contribution**

428 LEA and LRF designed the study and analyzed the data and wrote the paper with extensive
429 input and contribution from JBC. LEA, ACM and LR installed the experiment and collected
430 the data.

431 **REFERENCES**

432 Alvear, et al. (2010), Diversidad Florística y Estructura de Remanentes de Bosque Andino en
433 la Cordillera Central Colombiana. *Caldasia* 32(1):39-63.

434 Barrera et al. (2010). Manual para la Restauración Ecológica de los Ecosistemas disturbados
435 del Distrito Capital. Secretaría Distrital de Ambiente & Pontificia Universidad Javeriana.
436 Bogotá, Colombia.

437 Barrera, et al. (2017), Proceso de Investigación e Implementación Participativa de la
438 Estrategia de Gestión y Manejo de Retamo Espinoso (*Ulex europaeus* L.) y Retamo liso
439 (*Genista monspessulana* (L.) K. Koch). Pontificia Universidad Javeriana.

440 Bubb, et al., (2004). Cloud forest agenda. *Agenda*, 36, 36. Retrieved from [http://sea-](http://sea-swift.unep-wcmc.org/resources/publications/UNEP_WCMC_bio_series/20/CloudForestLR.pdf)
441 [swift.unep-](http://sea-swift.unep-wcmc.org/resources/publications/UNEP_WCMC_bio_series/20/CloudForestLR.pdf)
442 [wcmc.org/resources/publications/UNEP_WCMC_bio_series/20/CloudForestLR.pdf](http://sea-swift.unep-wcmc.org/resources/publications/UNEP_WCMC_bio_series/20/CloudForestLR.pdf)

443 Cañón, (2015), Diversidad Estructural y Funcional de un Área afectada por un incendio
444 Forestal en el Parque Forestal Embalse del Neusa-PFEN, Tausa, Cundinamarca.

445 Chazdon, (2014). *Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of*
446 *Deforestation*. Chicago University Press. Capítulos 4-7.

447 Connell & Slayter, (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role
448 in community stability and organization. *American Naturalist*, 111, 1119–1144.

449 Cronquist (1981), *An Integrated System of Classification of Flowering Plants*.

450 Cuellar & Cano, (2017). Evaluación de los Procesos de Restauración Ecológica en la Reserva
451 Biológica Encenillo. Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

452 Cuesta et al. (2009), *Los Bosques Montanos de los Andes Tropicales*.

453 Cunha, et al. (2017). Ecological Restoration in area Dominated by *Pteridium aquilinum* (L.)
454 Kuhn in Caparaó National Park, 41(1).

455 De Jesus Jatoba et al. (2016). Allelopathy of Bracken fern (*Pteridium arachnoideum*): New
456 Evidence from Green Fronds, Litter and Soil.

457 Díaz, (2010). *Plantas tóxicas de importancia en salud y producción animal en Colombia*.
458 Universidad Nacional de Colombia.

459 Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá & Pontificia Universidad Javeriana:
460 Escuela de Restauración Ecológica. (2017). Documento Compilatorio de Análisis y

461 Evaluación las Acciones realizadas por el Convenio donde se proyectan acciones para dar
462 continuidad a los procesos adelantados Convenio No. 9-07-24300-1087 2014.

463 Gallegos et al, (2014), Factors limiting montane forest regeneration in bracken-dominated
464 habitats in the tropics. *Forest Ecology and Management*.

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

467 Gutierrez, (2012). Estado de la vegetación en núcleos de restauración utilizados para el
468 restablecimiento del bosque altoandino del parque forestal embalse del Neusa,
469 Cundinamarca, Colombia., 90. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

470 Hernández, et al. (2011), Riqueza y Diversidad Florística de un bosque de Niebla Subandino
471 en la Reserva Forestal Laguna de Pedro Palo, Tena, Cundinamarca, Colombia. Universidad
472 Militar Nueva Granada. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*.

473 Holl, (1999). Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed
474 rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica*, 31, 229–242.

475

476 Holl et al. (2000). Tropical montane forest Restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to
477 Dispersal and Establishment. *Restoration Ecology*, 8, 339–349.

478 Jacobs & Peck, (1993). *Pteridium* Flora of North America. Oxford University Press. New
479 York.

480 Laegard, (1992). Influence of Fire in the grass páramo vegetation in Ecuador. En; Balslev y
481 Luteyn (eds.). *Páramo: An Andean Ecosystem under human influence*.

482 Lebrija-Trejos et al. (2011). Environmental changes during secondary succession in a tropical
483 dry forest in México. *Journal of Tropical Ecology*, 27, 477–489.

484 Marín & Parra, (2015). *Bitácora de flora: Guía visual de plantas de páramos en Colombia*.
485 Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

486 Marrs & Watt, (2006). Biological Flora of the British Isles: *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.
487 Journal of Ecology 94, 1272–1321

488 Milligan et al. (2016). The effectiveness of old and new strategies for the long-term control of
489 *Pteridium aquilinum*, an 8-year test. *Weed Research*, 56(3), 247–257.
490 <https://doi.org/10.1111/wre.12203>

491 Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). *Plan Nacional de Restauración*.
492 *Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible*. Retrieved from
493 [https://www.minambiente.gov.co/images/BosquesBiodiversidadyServiciosEcosistemicos/pdf/](https://www.minambiente.gov.co/images/BosquesBiodiversidadyServiciosEcosistemicos/pdf/Ordenación-y-Manejo-de-Bosques/PLAN_NACIONAL_DE_RESTAURACIÓN_2.pdf)
494 [Ordenación-y-Manejo-de-Bosques/PLAN NACIONAL DE RESTAURACIÓN 2.pdf](https://www.minambiente.gov.co/images/BosquesBiodiversidadyServiciosEcosistemicos/pdf/Ordenación-y-Manejo-de-Bosques/PLAN_NACIONAL_DE_RESTAURACIÓN_2.pdf)

495 Mora & León, (2007), Guía metodológica para la Restauración Ecológica del Bosque
496 Altoandino, Tercera parte: Estudio de Caso en los alrededores del Embalse de Chisacá.

497 Norden et al. (2009), Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in
498 secondary forests. *Ecology Letters*.

499 Ouden (2000), The role of bracken (*Pteridium aquilinum*) in forest dynamics.

500 Pakeman et al. (2009), Vegetation re-establishment on land previously subject to control of
501 *Pteridium aquilinum* by herbicide. *Applied Vegetation Science*.

502 Rangel & Lozano, (1986). Un perfil de vegetación entre La Plata (Huila) y el Volcán Puracé,
503 Caldasia 14 (68-70): 53-547.

504 Restrepo, (2016). Caracterización vegetal del Bosque Altoandino en diferentes estados
505 sucesionales de la Reserva Biológica "Encenillo", Guasca- Cundinamarca, 1–96.

506 Rivera, (1991). Neusa: 9000 años de Intervención Humana en el Páramo. Bogotá: Banco de
507 la República.

508 Rodrigues da Silva & Silva Matos, (2006). The invasion of *Pteridium aquilinum* and the
509 impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest. *Biodivers*
510 *Conserv.* 2006; 15:3035-3043.

511 Rojas et al. (2011), Evaluación Ecológica y estructural de los bosques del Departamento del
512 Tolima. Ibagué, Universidad del Tolima. 238 p.

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

517 Sarmiento & León. (eds.) (2015) Transición Bosque-Páramo: Bases Conceptuales y métodos
518 para su identificación en los Andes Colombianos. Bogotá: Instituto de Investigación de
519 Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 156 pags.

520 Slocum, et al. (2004). Natural regeneration of subtropical montane forest after clearing Fern
521 Thickets in the Dominican Republic. *Journal of Tropical Ecology*, 20, 483–486.

522 Steufer et al. (2000). *Ecology and Evolutionary Biology of clonal Plants*.

523 Stewart, et al., (2008), Control of *Pteridium aquilinum*: Meta-analysis of a Multi-site Study in
524 the UK. *Annals of Botany* 101: 957 –970.

525 Villareal et al., (2004). Manual de método para el desarrollo de inventarios de biodiversidad.
526 Programa de Inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
527 Alexander Von Humboldt. Bogotá, Colombia.

528 Vargas, (2011). "Estrategias para la Restauración Ecológica de los páramos en Áreas
529 afectadas por pastoreo (PNN Chingaza, Colombia)." *La Restauración Ecológica en la*
530 *Práctica: Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio*
531 *Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica*, Universidad Nacional de Colombia:
532 19-40.

533 Vallejo et al., (2005), Establecimiento de parcelas Permanentes en Bosques de Colombia.
534 Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.,
535 Colombia, 310 p.

536 Zimmerman, et al. (2000). Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto
537 Rico. *Restoration Ecology*, 8, 350–360.

538

539 **SUPPLEMENTARY INFORMATION**

540

541 **Table 1.** Plot location in sector Laureles, Neusa Forestry Park.

Treatment	Plot	Altitude (masl)	Location	Distance to Andean (m)
Bracken	1	3044	N 5° 09'42.5' W 73° 56' 17.0'	249
	3	3045	N 5° 09'40.3' W 73° 56' 16.5'	190
	4	3048	N 5° 09'38.5' W 73° 56' 15.5'	133
	5	3060	N 5° 09'36.7' W 73° 56' 13.8'	64
	6	3067	N 5° 09'35.6' W 73° 56' 13.3'	47
	7	3052	N 5° 09'37.4' W 73° 56' 12.3'	36
	9	3050	N 5° 09'39.1' W 73° 56' 13.7'	104
	10	3051	N 5° 09'39.8' W 73° 56' 14.4'	134
	11	3042	N 5° 09'43.0' W 73° 56' 15.7'	236
	12	3034	N 5° 09'44.4' W 73° 56' 17.0'	294
Bracken cleared	1	3059	N 5° 09' 31.9' W 73° 56' 19.6'	56
	2	3074	N 5° 09' 32.4' W 73° 56' 15.3'	61
	3	3078	N 5° 09' 33.9' W 73° 56' 14.6'	94
	4	3065	N 5° 09' 35.5' W 73° 56' 16.0'	130
	5	3058	N 5° 09' 36.2' W 73° 56' 17.8'	172
	6	3057	N 5° 09' 34.6' W 73° 56' 18.5'	125
	7	3058	N 5° 09' 33.4' W 73° 56' 21.6'	64
	9	3049	N 5° 09' 37.8' W 73° 56' 19.1'	219
	10	3031	N 5° 09' 36.6' W 73° 56' 22.9'	152
	11	3018	N 5° 09' 38.0' W 73° 56' 24.1'	199

542 *Seed source. Distance obtained with QGIS program and coverage of Laureles sector.

543

544

545 **Table 2.** Species Abundance per Treatment April 2018

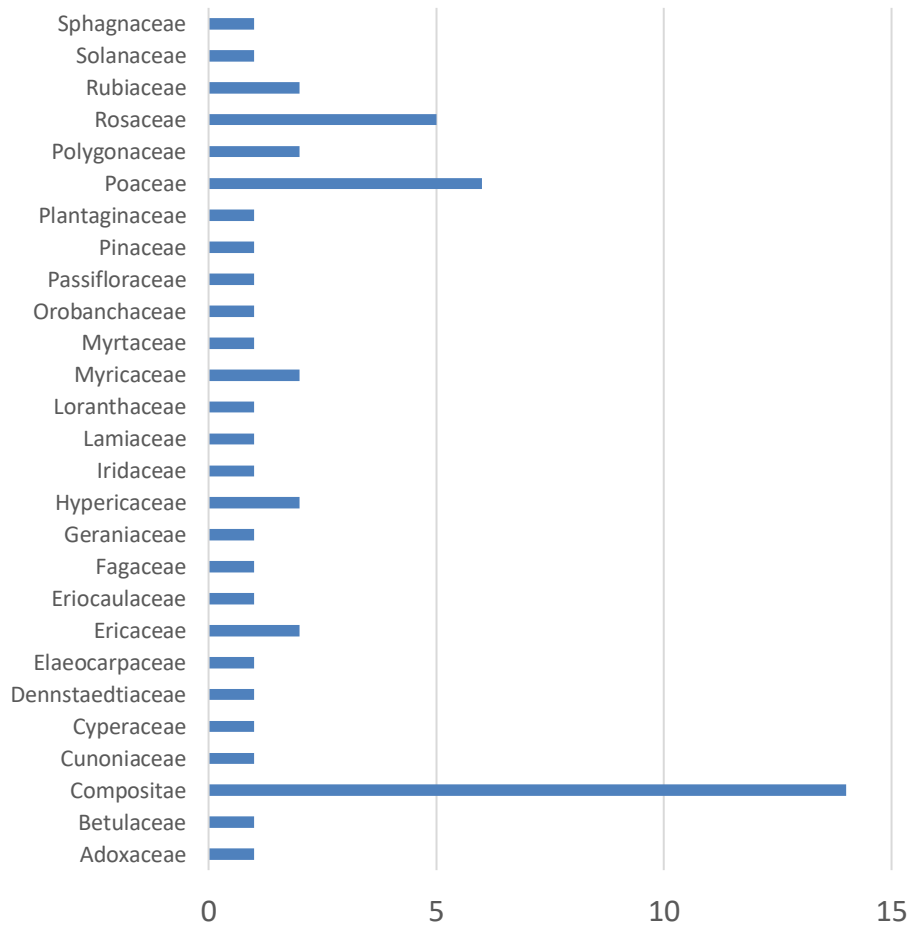
Family	Species	Bracken cleared	Bracken
Adoxaceae	<i>Viburnum triphyllum</i> Benth.**	1	2
Betulaceae	<i>Alnus acuminata</i> Kunth	12	31
Compositae	<i>Ageratina</i> sp. Spach	1	4
	<i>Baccharis bogotensis</i> Kunth	8	29
	<i>Baccharis latifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	22	21
	<i>Baccharis macrantha</i> Kunth.**	2	0
	<i>Baccharis tricuneata</i> (L.f.) Pers.	8	0
	<i>Espeletiopsis</i> sp. Cuatrec.	1	1
	<i>Gamochaeta</i> sp. Wedd.	28	53
	<i>Gnaphalium undulatum</i> L.	4	3
	<i>Gnaphalium</i> sp. L.	0	1
	<i>Gnaphalium sylvaticum</i> L.	1	0
	<i>Hieracium avilae</i> Kunth	108	74
	<i>Hypochaeris radicata</i> L.	63	10
	<i>Pseudognaphalium oxyphyllum</i> Kirp.	3	3
<i>Taraxacum officinale</i> F. H. Wigg.	2	0	
Cunoniaceae	<i>Weinmannia tomentosa</i> L.f.	52	21
Cyperaceae	<i>Carex luridiformis</i> Mack. ex Reznicek & S.González	1	0
Elaeocarpaceae	<i>Vallea stipularis</i> L.f.**	3	8
Ericaceae	<i>Macleania rupestris</i> Kunth.**	1	0
	<i>Pernettya prostrata</i> (Cav.) Sleumer.**	1	0
Eriocaulaceae	<i>Paepalanthus</i> sp. Kunth.	1	1
Fagaceae	<i>Quercus humboldtii</i> Bonpl.	0	1
Geraniaceae	<i>Geranium sibbaldioides</i> Benth.	4	0
Hypericaceae	<i>Hypericum junipericum</i> Kunth.	3	0
	<i>Hypericum mexicanum</i> L.	1	0
Iridaceae	<i>Orthrosanthus chimboracensis</i> (Kunth) Baker	3	0

Lamiaceae	<i>Salvia</i> sp. L.	1	0
Loranthaceae	<i>Gaiadendron punctatum</i> (Ruiz & Pav.) G. Don.**	1	0
Myricaceae	<i>Morella parviflora</i> (Benth.) Parra-Os.	7	3
	<i>Morella pubescens</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Wilbur	2	4
Myrtaceae	<i>Myrcianthes leucoxylla</i> (Ortega) McVaugh	2	2
Orobanchaceae	<i>Castilleja integrifolia</i> L.f.**	1	0
Passifloraceae	<i>Passiflora bogotensis</i> Benth.**	1	0
Pinaceae	<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schldtl. & Cham.	0	15
Plantaginaceae	<i>Digitalis purpurea</i> L.	31	140
Poaceae	<i>Agrostis perennans</i> (Walter) Tuck.	1	1
	<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	3	0
	<i>Festuca</i> sp. L.	6	0
	<i>Holcus lanatus</i> L.	55	96
	<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex Chiov.	0	1
	<i>Stipa</i> sp. L.	1	1
Polygonaceae	<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i> Kunth) Meisn.**	1	25
	<i>Rumex acetosella</i> L.	52	1
Rosaceae	<i>Acaena elongata</i> L.	9	0
	<i>Hesperomeles goudotiana</i> (Decne.) Killip	1	2
	<i>Lachemilla nivalis</i> (Kunth) Rothm.	12	2
	<i>Rubus bogotensis</i> Kunth.	33	70
	<i>Rubus floribundus</i> Kunth.	1	3
Rubiaceae	<i>Galium hypocarpium</i> (L.) Endl. ex Griseb	0	24
	<i>Nertera granadensis</i> (Mutis ex L.f.) Druce	15	5
Solanaceae	<i>Bouchetia</i> sp. DC. ex Dunal**	0	1
Sphagnaceae	<i>Sphagnum</i> sp. L.	1	2
*Dennstaedtiaceae	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	39	439

546 **New species found in April 2018 sampling.

547

548 **Figure 7. Species Number per Family**

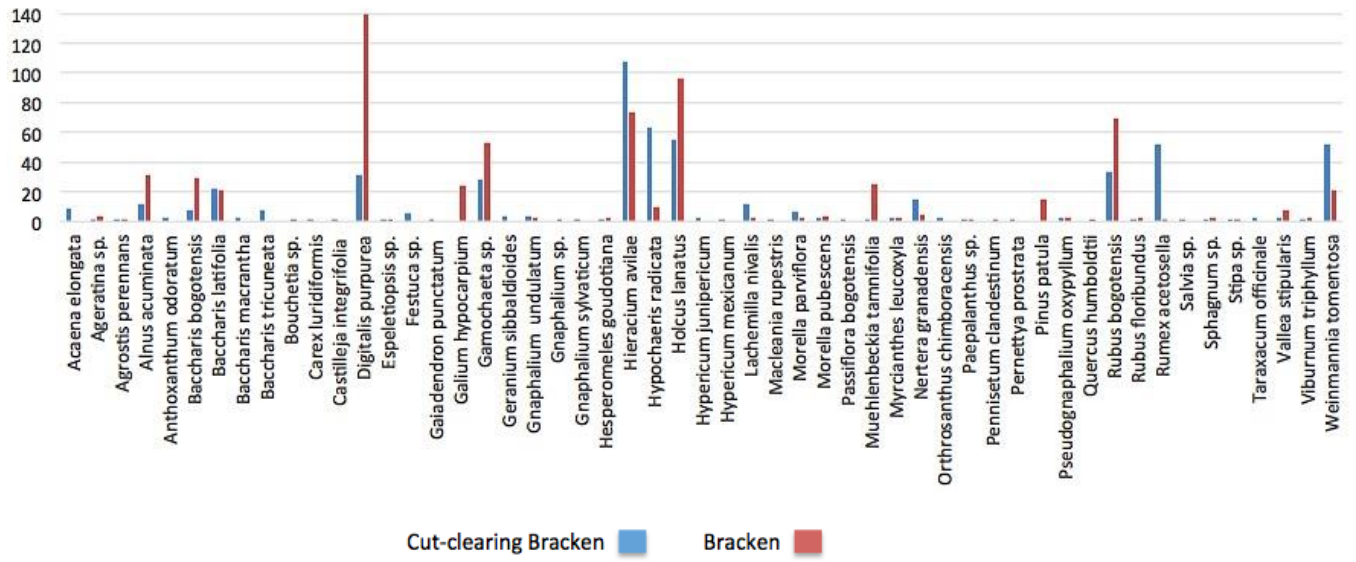


549

550

551

552 **Figure 8.** Species Abundance per treatment.



557 **Table 3.** Species importance value index (IVI) that together covered 50% of total IVI in the
 558 three plant cover in Neusa Forestal Parck, Colombia.

Family	Specie	FR	DR	DR	IVI
Reference Andean Forest					
Cunoniaceae	<i>Weinmannia tomentosa</i> L.f.	6.98	13.82	21.14	41.94
Poaceae	<i>Chusquea scandens</i> Kunth	6.98	12.36	14.54	33.88
Winteraceae	<i>Drimys granadensis</i> L.f.	6.98	6.51	6.16	19.64
Clusiaceae	<i>Clusia multiflora</i> Kunth	5.81	4.97	7.23	18.01
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	6.98	4.81	4.02	15.81
Polypodiaceae	<i>Polypodium</i>	5.81	3.04	2.13	10.98
Lauraceae	<i>Persea</i> sp.	6.40	2.16	1.46	10.01
Bracken					
Plantaginaceae	<i>Digitalis purpurea</i> L.	7.87	21.21	17.41	46.50
Poaceae	<i>Holcus lanatus</i> L.	7.87	14.55	17.38	39.80
Rosaceae	<i>Rubus bogotensis</i> Kunth	7.87	10.61	10.49	28.97
Compositae	<i>Hieracium avilae</i> Kunth	7.87	11.21	8.61	27.69
Cut-clearing Bracken					
Compositae	<i>Hieracium avilae</i> Kunth	6.90	18.91	14.61	40.42
	<i>Hypochaeris radicata</i> L.	6.90	11.03	9.63	27.56
Poaceae	<i>Holcus lanatus</i> L.	6.90	9.63	9.61	26.13
Cunoniaceae	<i>Weinmannia tomentosa</i> L.f.	5.52	9.11	9.87	24.50
Polygonaceae	<i>Rumex acetosella</i> L.	4.83	9.11	6.05	19.99
Plantaginaceae	<i>Digitalis purpurea</i> L.	4.14	5.43	5.40	14.97

559

560

Anexos requeridos para la modalidad de Trabajo de Grado

ANEXO 1. Forest Ecology and Management Journal Author Guidelines

Regular paper. Original research papers should report the results of original research. The material should not have been previously published elsewhere, except in a preliminary form. The journal does not have a special category for 'short communications,' though there is no minimum size for a paper.

References There are no strict requirements on reference formatting at submission. References can be in any style or format as long as the style is consistent. Where applicable, author(s) name(s), journal title/book title, chapter title/article title, year of publication, volume number/book chapter and the pagination must be present. Use of DOI is highly encouraged. The reference style used by the journal will be applied to the accepted article by Elsevier at the proof stage. Note that missing data will be highlighted at proof stage for the author to correct.

Formatting requirements there are no strict formatting requirements but all manuscripts must contain the essential elements needed to convey your manuscript, for example Abstract, Keywords, Introduction, Materials and Methods, Results, Conclusions, Artwork and Tables with Captions. If your article includes any Videos and/or other Supplementary material, this should be included in your initial submission for peer review purposes. Divide the article into clearly defined sections.

There are no strict formatting requirements but all manuscripts must contain the essential elements needed to convey your manuscript, for example Abstract, Introduction, Materials and Methods, Results, Conclusions, Artwork and Tables with Captions. If your article includes any Videos and/or other Supplementary material, this should be included in your initial submission for peer review purposes. Divide the article into clearly defined sections.

Please ensure the text of your paper is double-spaced and has consecutive line numbering - this is an essential peer review requirement. Figures and tables embedded in text Please ensure the figures and the tables included in the single file are placed next to the relevant text in the manuscript, rather than at the bottom or the top of the file. The corresponding caption should be placed directly below the figure or table.

ARTICLE STRUCTURE

Subdivision Divide your article into clearly defined and numbered sections. Subsections should be numbered 1.1 (then 1.1.1, 1.1.2, ...), 1.2, etc. (the abstract should not be included as part of section numbering). Use this numbering also for internal cross-referencing: do not just refer to "the text". Any subsection may be given a brief heading. Each heading should appear on its own separate line. **Introduction** State the objectives of the work and provide an adequate background, avoiding a detailed literature survey or a summary of the results.

Material and methods Provide sufficient details to allow the work to be reproduced by an independent researcher. Methods that are already published should be summarized, and indicated by a reference. If quoting directly from a previously published method, use quotation marks and also cite the source. Any modifications to existing methods should also be described.

Results should be clear and concise.

Discussion This should explore the significance of the results of the work, not repeat them. A combined Results and Discussion section is often appropriate. Avoid extensive citations and discussion of published literature. **Conclusions** The main conclusions of the study may be presented in a short Conclusions section, which may stand alone or form a subsection of a Discussion or Results and Discussion section. **Appendices** If there is more than one appendix, they should be identified as A, B, etc. Formulae and equations in appendices should be given separate numbering: Eq. (A.1), Eq. (A.2), etc.; in a subsequent appendix, Eq. (B.1) and so on. Similarly for tables and figures: Table A.1; Fig. A.1, etc.

ESSENTIAL TITLE PAGE INFORMATION

• **Title.** Concise and informative. Titles are often used in information-retrieval systems. Avoid abbreviations and formulae where possible.

Author names and affiliations. Please clearly indicate the given name(s) and family name(s) of each author and check that all names are accurately spelled. You can add your name between parentheses in your own script behind the English transliteration. Present the authors' affiliation addresses (where the actual work was done) below the names. Indicate all affiliations with a lowercase superscript letter immediately after the author's name and in front of the appropriate address. Provide the full postal address of each affiliation, including the country name and, if available, the e-mail address of each author.

Corresponding author. Clearly indicate who will handle correspondence at all stages of refereeing and publication, also post-publication. This responsibility includes answering any future queries about Methodology and Materials. Ensure that the e-mail address is given and that contact details are kept up to date by the corresponding author. • **Present/permanent address.** If an author has moved since the work described in the article was done, or was visiting at the time, a 'Present address' (or 'Permanent address') may be indicated as a footnote to that author's name. The address at which the author actually did the work must be retained as the main, affiliation address. Superscript Arabic numerals are used for such footnotes.

Abstract A concise and factual abstract is required (not longer than 400 words). The abstract should state briefly the purpose of the research, the principal results and major conclusions. An abstract is often presented separately from the article, so it must be able to stand alone. For this reason, References should be avoided, but if essential, then cite the author(s) and year(s). Also, non-standard or uncommon abbreviations should be avoided, but if essential they must be defined at their first mention in the abstract itself.

Highlights Highlights are mandatory for this journal. They consist of a short collection of bullet points that convey the core findings of the article and should be submitted in a separate editable file in the online submission system. Please use 'Highlights' in the file name and include 3 to 5 bullet points (maximum 85 characters, including spaces, per bullet point).

Abbreviations Define abbreviations that are not standard in this field in a footnote to be placed on the first page of the article. Such abbreviations that are unavoidable in the abstract must be defined at their first mention there, as well as in the footnote. Ensure consistency of abbreviations throughout the article.

Acknowledgements Collate acknowledgements in a separate section at the end of the article before the references and do not, therefore, include them on the title page, as a footnote to the title or otherwise. List here those individuals who provided help during the research (e.g., providing language help, writing assistance or proof reading the article, etc.). Formatting of funding sources List funding sources in this standard way to facilitate compliance to funder's requirements:

Funding: This work was supported by the National Institutes of Health [grant numbers xxxx, yyyy]; the Bill & Melinda Gates Foundation, Seattle, WA [grant number zzzz]; and the United States Institutes of Peace [grant number aaaa].

It is not necessary to include detailed descriptions on the program or type of grants and awards. When funding is from a block grant or other resources available to a university, college, or other research institution, submit the name of the institute or organization that provided the funding. If no funding has been provided for the research, please include the following sentence: This research did not receive any specific grant from funding agencies in the public, commercial, or not-for-profit sectors.

Footnotes Footnotes should be used sparingly. Number them consecutively throughout the article. Many word processors build footnotes into the text, and this feature may be used. Should this not be the case, indicate the position of footnotes in the text and present the footnotes themselves separately at the end of the article.

Tables Please submit tables as editable text and not as images. Tables can be placed either next to the relevant text in the article, or on separate page(s) at the end. Number tables consecutively in accordance with their appearance in the text and place any table notes below the table body. Be sparing in the use of tables and ensure that the data presented in them do not duplicate results described elsewhere in the article. Please avoid using vertical rules and shading in table cells.

References. Citation in text Please ensure that every reference cited in the text is also present in the reference list (and vice versa). Any references cited in the abstract must be given in full. Unpublished results and personal communications are not recommended in the reference list, but may be mentioned in the text. If these references are included in the reference list they should follow the standard reference style of the journal and should include a substitution of the publication date with either 'Unpublished results' or 'Personal communication'. Citation of a reference as 'in press' implies that the item has been accepted for publication.

Reference style

Text: All citations in the text should refer to:

1. Single author: the author's name (without initials, unless there is ambiguity) and the year of publication;
2. Two authors: both authors' names and the year of publication;

3. Three or more authors: first author's name followed by '*et al.*' and the year of publication. Citations may be made directly (or parenthetically). Groups of references should be listed first alphabetically, then chronologically.

Anexo 2. MARCO TEÓRICO EXTENDIDO

Problema de Investigación

La composición de especies en los bosques tropicales responde a regímenes de disturbio históricos (Chazdon, 2014). Las especies invasoras son un agente de disturbio en los bosques montañosos tropicales, induciendo cambios en la estructura, composición y función de las comunidades de plantas y al nivel ecosistémico también, eventualmente causando un reemplazo de las especies nativas por la invasora, debido a una fuerte competencia. Como consecuencia, se pierden funciones ecológicas, como la regulación de agua (Barrera, *et al.* 2017). Las malezas/hierbas perennes con sistema de rizomas bajo tierra causan graves problemas para la conservación de comunidades vegetales en todo el mundo (Naylor, 2002 citado en Milligan, *et al.* 2016).

Una de estas malezas es el Helecho marranero (*Pteridium aquilinum*), de la familia Dennstaedtiaceae. Tiene una distribución cosmopolita y es común en áreas degradadas como pastizales o tierras de cultivos abandonadas, especialmente las que han sido afectadas por incendios. Cuenta con una rápida dispersión, facilitada por sus rizomas y por sus esporas, las cuales son dispersadas por el viento (Jacobs & Peck, 1993).

Su éxito ecológico a nivel global, ha sido resultado de cambios en las prácticas agrícolas humanas, que han incrementado el hábitat adecuado para esta especie (Pakeman *et al.*, 2000) Lo anterior ha constituido un gran reto para el manejo de los bosques en cuanto a su conservación o restauración (Stewart *et al.* 2008).

P. aquilinum es común en Colombia, ha invadido grandes zonas en la región de los llanos orientales (Díaz, 2010) y zonas en donde se utilizan prácticas agrícolas de corte y quema, tales como los páramos y bosques alto andinos en la cordillera de los Andes (Sarmiento & León, 2015), en donde se encuentra el área de estudio, el Parque Forestal Embalse del Neusa-PFEN, ubicado en el municipio de Cogua, en el departamento de Cundinamarca, a 3.000 msnm (Rivera, 1992), presentando desde hacía varias décadas un problema de invasión de helecho, causando homogeneización (Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá & Pontificia Universidad Javeriana: Escuela de Restauración Ecológica, 2017). Con respecto al impacto sobre la sucesión ecológica causado por el helecho, su densa capa de frondas bloquea la luz solar y disminuye el número de semillas nativas que puedan alcanzar la superficie del suelo. Agregado a esto, presenta una capa subterránea, conformada por sus rizomas, que facilitan la propagación y a su vez, crean una barrera para las raíces de las plántulas nativas y reducen la disponibilidad de nutrientes debido a la competitividad. Además, produce sustancias alelopáticas, que dificultan la germinación y el establecimiento de especies arbóreas, prospera en áreas degradadas por el fuego y sus esporas se dispersan fácilmente por el viento (Rodrigues da Silva & Silva Matos, 2006) (Cunha *et al.*, 2017). Lo que hace que el helecho sea difícil de erradicar es su sistema de rizomas, porque incluso cuando las frondas se cortan, este permanece activo para rebrotar (Stuefer, *et al.* 2000). El helecho cuenta con atributos ecológicos que lo hacen resiliente a los controles o intentos de erradicación. Esta especie constituye uno de los factores limitantes a la regeneración de los

bosques, causando una limitación al establecimiento de plántulas, debido a una fuerte competencia, lo cual puede dificultar o inhibir la germinación de semillas, la supervivencia de plántulas y su crecimiento (Holl *et al.* 2000) (Gallegos *et al.* 2014).

En el parque forestal Embalse del Neusa-PFEN, la Escuela de Restauración de la Universidad Javeriana empleó el método de control de (1) corte para el helecho en un área de 10 hectáreas hace 1 año, está constituyendo también una acción de restauración pasiva. El clareo puede haber removido la competencia con el helecho, pero surge otro problema, ahora las plántulas reclutadas en el área clareada estarán más expuestas a duras condiciones abióticas, como heladas, mayor irradiación debido a la apertura del dosel y suelo más seco, que con la “protección” del helecho, lo cual causará una alta mortalidad de plántulas y una sucesión lenta (Gallegos *et al.* 2014).

Justificación

Usualmente, las iniciativas de control de especies invasoras en Colombia no son monitoreadas a largo plazo, solamente se realiza el control y posteriormente no se registra si este fue efectivo (Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015). Un componente importante para medir si un control fue efectivo, es el retorno de las comunidades nativas (Sarmiento & León, 2015). Los resultados obtenidos tendrán aplicación para el conocimiento y para el monitoreo del control del helecho marranero (*Pteridium aquilinum*) y la efectividad de las estrategias de restauración pasiva en áreas que presenten invasiones biológicas. Es prioritario conservar el ecosistema de bosque alto andino, porque presenta una asombrosa diversidad vegetal (Rangel Ch, 2000) y es un ecosistema amenazado, debido a presiones antrópicas como deforestación para el pastoreo de ganado vacuno, ovino, la apertura de la frontera agrícola (Romero, 2012) y cultivos ilícitos.

Además, los bosques montanos de los Andes tienen una importancia global por ser reservorios de biodiversidad y por sus excepcionales funciones de regulación hídrica y mantenimiento de una alta calidad del agua (Bubb *et al.* 2004). Específicamente, los bosques montanos pluviales altoandinos presentan una dinámica hídrica poco convencional, donde la niebla y la lluvia, transportada por el viento, se convierten en un aporte adicional de agua al sistema (Tobón y Arroyave 2007, citado en Cuesta *et al.* 2009). Por todo lo anterior, es prioritario llevar a cabo y monitorear la efectividad de iniciativas de restauración pasiva del bosque alto andino del PFEN, determinando si el clareo del helecho tuvo un impacto positivo en el reclutamiento de plántulas.

MARCO TEÓRICO

Sucesión Ecológica

Es el proceso de cambio que ocurre en una comunidad ecológica después de un disturbio el cual remueve o daña la vegetación existente. Consiste en el reemplazo gradual de especies pioneras que se establecen durante las etapas iniciales, por las especies características de etapas tardías, un proceso que tarda muchos años (Horn 1974, citado en Chazdon, 2014). La sucesión secundaria implica la eliminación de una comunidad existente y puede tomar muchas trayectorias, porque esto depende de factores locales tales como la intensidad del uso de la tierra, la frecuencia y escala de las perturbaciones y factores regionales tales como la disponibilidad de especies colonizadoras y la dispersión de semillas de las áreas despejadas

de los bosques remanentes (Chazdon, 2014). Además, la diversidad taxonómica y funcional de los bosques maduros en el paisaje es importante (Chazdon, *et al.*, 2009), ya que representan la biota potencial para la nueva comunidad.

Las etapas de la sucesión se pueden definir basándose en tres criterios, entre estos la composición de especies. En una sucesión, según Budowski 1965, la primera etapa se denomina pionera (Chazdon 2014), que se da de 0 a 1 año después del disturbio (Gómez *et al.* 1985, citado en Chazdon, 2014) Cabe resaltar que el estado pionero se caracteriza por la presencia (y dominancia) de especies de rápido crecimiento, intolerantes a la sombra, con capacidad de colonización acelerada y una baja densidad de madera, como los arbustos, las herbáceas, los pastos y las lianas. No se presentan casi epífitas. La etapa secundaria temprana comienza 5 años después del disturbio y se caracteriza por la muerte de un alto porcentaje de pioneras (Chazdon *et al.*, 2005), ya que el rápido crecimiento de los árboles reduce la cantidad de luz que llega al sotobosque, impidiendo el establecimiento de plántulas de árboles pioneros y ocasionando que mueran las gramíneas y arbustos con un alto requerimiento de luz. La etapa secundaria tardía comienza 20 años después del disturbio. En el sotobosque, las especies tolerantes a la sombra se establecen como retoños y se reclutan como árboles pequeños. Durante esta etapa, el bosque se enriquece con especies. Finalmente, 100-200 años después, el bosque alcanza la etapa "clímax", caracterizado por tener una comunidad estable pero no estática (Budowski, 1965 citado en Chazdon, 2014). Uno de los aspectos más predecibles de la sucesión, es el cambio de las especies intolerantes a la sombra por especies tolerantes a esta y de herbáceas por leñosas (Chazdon, 2014).

Restauración ecológica

La restauración busca recuperar la estructura y la función de los ecosistemas degradados, al aumentar su resiliencia o su capacidad de soportar disturbios (Vargas, 2007). La restauración activa, se refiere a cuando es necesario intervenir para ayudar al ecosistema a superar los factores tensionantes, ya que está muy degradado (Vargas, 2007). Como es el caso de la remoción o clareo del helecho marranero, estamos hablando de restauración pasiva, la cual consiste en remover los agentes causantes de la degradación (Cuellar & Cano, 2017), es decir, la competencia con el helecho marranero. En el estudio se va evidenciar el reclutamiento de plántulas, que es definido como la entrada de nuevos individuos a una población o comunidad, esto puede implicar cambios en la dinámica de la comunidad. Es cuando un propágulo ha germinado y es capaz de sobrevivir.

Invasión biológica

Las invasiones biológicas ocurren cuando una especie coloniza y persiste en un área que no habitaba previamente. Las actividades de la modernización humanas han causado cambios drásticos en el ambiente global, con una grave consecuencia: el incremento en la incidencia de las invasiones biológicas. Siglos de avances en el transporte, haciéndolo más rápido y más grande han intensificado la llegada de especies exóticas a cada país, accidental o intencionalmente, por aire, mar o tierra, han causado enormes cambios en el balance natural de las poblaciones de todo el mundo. Otro agravante, es que las áreas disturbadas, bosques o ríos destruidos por las actividades humanas: pastizales o tierra cultivada, han incrementado rápidamente y esto ha incrementado el número de casos en que, organismos que hasta ahora no habían sido exitosos, pudieran tener éxito invadiendo nuevas áreas (Shigesada & Kawasaki, 1997). Las invasiones biológicas son una de las mayores causas de pérdida de biodiversidad actualmente, causan pérdida en la estructura, composición y función de los

ecosistemas al generar un reemplazo de las especies nativas, en donde eventualmente la especie invasora termina dominando

La comunidad. Como consecuencia, se pierden funciones ecológicas, tales como la regulación hídrica y/o la polinización, desempeñadas por las especies que están siendo reemplazadas (Barrera, *et al.* 2017).

Control de Especies Invasoras

El control de las especies invasoras busca reducir sus poblaciones a un nivel al que no constituyan una amenaza para los ecosistemas circundantes y que permita el restablecimiento de la vegetación nativa (Bubb *et al.*, 2004). Es una estrategia de restauración pasiva, ya que permite el avance de la sucesión natural en áreas degradadas, cercanas a fuentes de semillas, como por ejemplo un parche de bosque maduro (Murcia, 1997 citado en Lequerica *et al.* 2017). El control más efectivo para el helecho marranero es el corte 2-3 veces al año (Milligan *et al.*, 2016) (Stewart *et al.*, 2008). Cada año se gastan millones de dólares en esfuerzos por controlar a estas especies, pero muchas veces son inefectivos.

Helecho marranero *Pteridium aquilinum*

Es una planta de la familia Dennstaedtiaceae, con una distribución cosmopolita y un ciclo de vida perenne. Habita áreas disturbadas como pastizales y se extiende por el uso del fuego. Se propaga fácilmente por sus esporas y sus rizomas. Es tóxica, ya que presenta tiaminasa, considerado un cancerígeno y también es alelopática (Jacobs & Peck, 1993). Es considerada una planta de una sucesión media, ocupando usualmente un nicho entre el clímax de brezales/pastizales y bosque, aunque puede persistir por largos periodos y parece representar un estado altamente resiliente y estable (Marrs & Watt, 2006)

Limitación al establecimiento

Ocurre debido a dos causas: primero, debido a las duras condiciones abióticas presentes en áreas degradadas y segundo, debido a la competencia con la vegetación circundante, lo cual puede dificultar o inhibir la germinación de semillas, la supervivencia de plántulas y su crecimiento (Holl *et al.* 2000) (Gallegos *et al.* 2014). Connell & Slayter (1977), afirman que la vegetación circundante puede tener un efecto positivo (facilitación) o negativo (competencia) sobre el establecimiento de plántulas. Bajo condiciones ambientales duras, tanto la facilitación como la competencia determinan las tasas de recuperación de áreas degradadas.

Limitación de semillas:

Ocurre debido a una baja dispersión de semillas hacia las áreas disturbadas al igual que por una alta depredación de semillas. En los trópicos, la limitación de semillas se asocia con el alto número de especies que dependen de los animales para dispersar sus semillas. La baja dispersión de semillas hacia áreas disturbadas está relacionada con una baja complejidad estructural, una baja disponibilidad de perchas y poco alimento para los animales dispersores, dentro de las áreas disturbadas (Wunderle, 1997; Gallegos *et al.* 2014)

Plantas ruderales

Las plantas ruderales son las que aparecen en hábitats muy alterados por la acción humana, como bordes de caminos, en cultivos o en zonas urbanas. La mayoría de las plantas ruderales

son hierbas anuales o bianuales de ciclo de vida corto, generalmente de amplia distribución geográfica, con tasas de crecimiento rápidas y con una alta producción de semillas.

Bosque alto andino

Este ecosistema es el ecosistema de referencia de la iniciativa de restauración en cuestión. Según la clasificación de las zonas de vida de Holdridge (1967), la cual se basa en 3 factores: la evapotranspiración potencial, la precipitación y la temperatura, los bosques montanos de los Andes tropicales se clasifican como “bosque húmedo montano”, con una precipitación de 500 mm-1000 mm, una altura de 2.500 a 3.000 msnm y una temperatura de 6C a 12C.

Según Mora & Strum (1995), este bosque se caracteriza por encontrarse entre los 2.800 y los 3.200 msnm. Tiene una temperatura promedio diaria menor o igual a 10C pero presenta grandes oscilaciones inferiores a 3C, hay 9 o más meses húmedos al año y una humedad relativa es muy alta, del 63%. En cuanto a suelos, son permanentemente húmedos y se diferencian de los del páramo, por un horizonte orgánico. Parte de la precipitación es interceptada por las hojas de los árboles, por epífitas y plantas del estrato bajo, disminuyendo su efecto sobre el suelo. El suelo presenta hojarasca, que almacena agua y nutrientes y lo protege de la erosión (Mora & Sturm, 1995). Este ecosistema se encuentra amenazado por presiones antrópicas como el pastoreo de ganado vacuno, ovino y la apertura de la frontera agrícola (Romero, 2012). Tiene una gran diversidad biológica de plantas, entre las especies más destacadas se encuentran el raque (*Vallea stipularis*), el encenillo (*Weinmannia tomentosa*), el mortiño (*Vaccinium meridionale*), el canelo (*Drymis granadensis*), el aliso (*Alnus acuminata*) y el sietecuecos (*Tibouchina lepidota*), además de una gran variedad de musgos, líquenes y bromelias. Los géneros más comunes son *Wienmannia*, *Brunellia*, *Miconia*, *Hedyosmum*, *Myrsyine*, *Myrica*, *Vallea*, *Hesperomeles*, *Clethra*, *Clusia*, *Myrcianthes*, *Eugenia*, *Schefflera*, *Oreopanax*, *Ocotea*, *Nectandra*, *Persea* y *Quercus*. (Sarmiento & León, 2015). El bosque alto andino se encuentra en cercanía y estrecha relación con otro ecosistema único: el páramo. La composición, estructura y función de estos ecosistemas no se restringe a una cota altitudinal o a la presencia/ausencia de tipos de vegetación característicos. Las interacciones que existen entre el páramo y el bosque alto andino hacen posible la provisión de bienes y servicios vitales para la sociedad. La zona de transición entre el bosque y el Páramo (ZTBP), es de gran importancia para la conservación y provisión de servicios ecosistémicos, debido a la alta diversidad y riqueza de especies encontradas allí. Rangel (2000), registró la mayor cantidad de especies en la zona de alta montaña colombiana con 2384 especies, pertenecientes a 486 géneros y a 115 familias.

Presenta 984 especies de distribución restringida además de una alta heterogeneidad, que permite que haya una gran cantidad de nichos y hábitats para la fauna. A pesar de su enorme importancia, la influencia de las actividades humanas es evidentes sobre la presencia, estructura y función de los ecosistemas de alta montaña en Colombia. La intensificación del uso del suelo del bosque y del páramo para actividades productivas y extractivas ha reducido significativamente el tamaño de estos ecosistemas y su conectividad (entre los mismos), generando fragmentación a nivel de paisaje regional, en el cual las relaciones ecosistémicas son imprescindibles para la manutención de poblaciones viables de fauna y flora alto andinas.

Degradación

La degradación genera procesos de cambio perjudiciales para los bosques, disminuyendo su funcionalidad, la riqueza en diversidad y el valor de la producción de los bienes y servicios forestales. El proceso de degradación responde al fenómeno de perturbación y esta puede ser de origen antrópico o de origen natural, aunque es importante aclarar que no todos los procesos de perturbación causan degradación. La degradación ecosistémica se presenta

cuando se han perdido ciertos elementos fundamentales por causa de los disturbios que le impiden al ecosistema recuperarse de manera espontánea hasta su estado anterior. Los ecosistemas degradados en su gran mayoría toman trayectorias diferentes a los del ecosistema de referencia (Barrera *et al.* 2010), por lo cual es muy difícil predecir la trayectoria de la sucesión. Un ecosistema en las primeras fases de sucesión puede ser alterado con facilidad lo cual impide el establecimiento de los procesos sucesionales naturales (Cuellar & Cano, 2017) (Chazdon, 2014) Cuando el disturbio ocurre a un nivel intermedio, hace que las especies tolerantes puedan persistir y que las especies sensibles también, así reduciendo la exclusión competitiva y resultando en una riqueza mayor de especies (Connell, 1978, citado en Chazdon, 2014).

Haciendo referencia a la degradación específica del bosque alto andino y del páramo, se ha presentado un efecto de homogeneización en algunos páramos de Colombia, como consecuencia de distintos tipos de disturbio, entre estos, las especies invasoras. Los arbustales, frailejonales y pajonales característicos se transforman en una estructura monótona de pajonal o pastizal, en la cual dominan especies herbáceas y ruderales. Esta tendencia a menudo implica el proceso llamado “paramización”, entendido como la ocupación de especies de páramo altamente competitivas en niveles altitudinales menores a aquellos en los que típicamente se encuentran (Laegard, 1992; Sarmiento & León, 2015).

En las zonas paramizadas, la estructura y la composición de la vegetación no es la usual, ya que dominan especies pioneras de páramo y especies de etapas sucesionales tempranas después de disturbios, también la riqueza es mucho menor a la encontrada en el páramo. La intensificación del uso del suelo en bosques y páramos es común en Colombia por lo que las zonas paramizadas o invadidas son usuales, frecuentemente afectadas por actividades humanas, generando como consecuencia sucesionales naturales detenidas o desviadas (Barrera *et al.*, 2010) y dificultando la potencialidad de recuperación de la cobertura boscosa inicial (vegetación leñosa), ya que estas condiciones se vuelven una barrera para su establecimiento. Rangel (1989) describe el fuerte deterioro que ha sufrido el subpáramo (las zonas de vegetación arbórea y arbustiva) en la mayoría de los páramos, debido al aumento del pastoreo y en especial, a los cultivos de papa. Sumándole a lo anterior la ocurrencia de quemadas continuas, estos bosques de páramo y arbustales son los tipos de vegetación más amenazados (Sarmiento & León, 2015).

Antecedentes

Antecedentes temáticos

Cómo antecedentes temáticos acerca de restauración ecológica, el estudio de Cunha *et al.* (2017), evaluó el uso de técnicas de nucleación como estimulantes de la sucesión en un área dominada por *P. Aquilinum*. En un área invadida por el helecho, se clareó toda la cobertura del helecho en 60 núcleos (10 x tratamiento) de 2m x 2m. En el centro de cada núcleo se realizó una parcela de 1m x 1m en donde se aplicaron los siguientes tratamientos: T1: cal, T2: transposición del banco de semillas y hojarasca, T3: plántulas directas, T4-: cal + transposición del banco de semillas y hojarasca, T5: cal + plántulas directas, T6: control. Como resultados se encontró que las familias más ricas fueron: Solanaceae (5 especies) y Euphorbiaceae, con (4). La especie más abundante fue *Solanum mauritianum*, con 49.6% de los individuos y el IVI más alto (45.5%). El grupo ecológico más importante, fueron las pioneras y la diversidad en las parcelas fue baja, (Shannon=1.96). Se concluyó que las técnicas de nucleación fueron adecuadas para acelerar el proceso de sucesión ecológica en un área dominada por el helecho, ya que ocurrió un incremento significativo de individuos con

hábito arbustivo-arbóreo. Los tratamientos con banco de semillas son los más efectivos para facilitar el proceso de regeneración en presencia de esta especie invasora.

Con respecto al control del Helecho marranero, en un estudio llevado a cabo por Stewart *et al.* (2008), se monitorean los métodos de control del helecho a largo plazo (10 años), usando 6 experimentos replicados (Los tratamientos fueron: sin tratamiento, corte 1 vez al año, corte 2 veces al año, 1 corte seguido con herbicida, herbicida, herbicida seguida de 1 corte) y analizando los resultados a través de un meta-análisis, concluyendo que el tratamiento más efectivo para el helecho es el corte efectuado 2 veces al año. La eficacia de los tratamientos de control del helecho estuvo relacionada significativamente con la riqueza de otras especies, indicando que uno de los mayores consecuencias de la estrategia de control del helecho, es el desarrollo de una comunidad vegetal con mayor diversidad de plantas que una bajo una densa cobertura de *P. aquilinum*.

Otro estudio realizado por Milligan *et al.* (2016) comparó 5 métodos de control, junto con un control experimental sin ningún tratamiento, durante 8 años para restaurar un pastizal concluyendo que es posible eliminar una infestación de helecho marranero (reduciendo su cobertura al 0%) utilizando corte 2-3 veces al año o herbicida (asulam), pero requirió un tiempo considerable: 8 años y una inversión sustancial. Las trayectorias de la vegetación resultaron diferentes, dependiendo de la estrategia de control que se implementó (corte, asulam o abollar). Todos los tratamientos de control del helecho, tuvieron efectos significativos en la composición de la comunidad (excepto abollar 2 veces al año)

El índice de diversidad de Shannon incrementó solo con el tratamiento de corte 2-3 al año y los tratamientos de corte y asulam terminaron produciendo una comunidad de pastizal.

En cuanto a la composición florística del bosque alto andino, en un estudio se encontró como familias más representativas a Asteraceae, Cunoniaceae, Rubiaceae y Melastomataceae (Alvear *et al.*, 2010). Restrepo (2016), describió e identificó diferentes estados sucesionales en un sector de Bosque Altoandino de la reserva Biológica Encenillo. El estado sucesional “Bosque secundario joven” presentó a Asteraceae, Betulaceae, Scrophulariaceae, Adoxaceae y Myrtaceae como familias más representativas. Las especies más representativas fueron *Smallanthus pyramidalis*, *Alnus acuminata* y *Digitalis purpurea*. Las especies pioneras encontradas fueron *Lupinus bogotensis*, *Alnus acuminata*, *Baccharia latifolia*, *Oreopanax bogotensis* y *Smallanthus pyramidalis*. En cuanto a la vegetación altoandina que puede crecer en zonas con una invasión biológica, un estudio encontró en un área con invasión de Retamo espinoso *Ulex europaeus*), a las siguientes especies: *Achyrocline satureioides*, *Ageratina tinifolia*, *Baccharis latifolia*, *Gnaphalium cf. graveolens* y *Phytolacca bogotensis*, entre otras (Mora & León, 2007). En cuanto a sucesión ecológica, se realizó un estudio para evidenciar en la direccionalidad del proceso de sucesión temprana del bosque alto andino y se encontró evidencia de que la sucesión no es un proceso aleatorio, ya que obedece a cierto tipo de direccionalidad, favorecida por características intrínsecas a los ecosistemas (Lequerica, *et al.* 2017)

Con respecto a los factores limitantes de la regeneración del bosque en hábitats degradados dominados por helecho marranero en los trópicos, Gallegos *et al.* (2014) determinó si la regeneración del bosque era obstaculizada por la limitación de semillas y/o por la limitación de establecimiento. Se encontró que la riqueza de especies era más alta en el bosque que en el hábitat degradado. La riqueza de especies de las plántulas de bosque encontradas en el hábitat degradado decreció a medida que la distancia al borde de bosque aumentaba, lo cual confirmó la limitación de semillas. Las plántulas de especies de bosque tuvieron una alta sobrevivencia en el hábitat degradado, especialmente debajo de las frondas de *P. aquilinum*, lo que sugiere una ausencia de la limitación de establecimiento. El clareo de la vegetación en el hábitat degradado no afectó a la riqueza de especies, pero redujo significativamente la

sobrevivencia de las plántulas y el crecimiento de las especies de bosque. Se concluyó que el reclutamiento de la comunidad, incluyendo especies de bosque y especies no pertenecientes al bosque, respondió positivamente a la presencia del helecho.

Por lo tanto, refiriéndose a la limitación de establecimiento, el helecho marranero no fue una especie inhibidora para la regeneración del bosque montano, como ha sido sugerido previamente por Rodrigues da Silva & Silva Matos, (2006), incluso podría facilitar el reclutamiento de plántulas al mejorar las difíciles condiciones ambientales en un área clareada.

Antecedentes de Contexto

En cuanto a los estudios que se han realizado en el PFEN, en cuanto a control de especies invasoras, se han llevado a cabo procesos que incluyen el control del Helecho Marranero *Pteridium aquilinum* y del retamo espinoso *Ulex europaeus* que consisten en su corte, transformación de material vegetal y posterior aprovechamiento como compostaje. También se ha hecho clareo de especies exóticas (*Pinus pátula*) como estrategia de restauración pasiva (Barrera *et al.*, 2010). En cuanto a composición florística en el PFEN, se realizó un estudio de caracterización de la vegetación en núcleos de restauración utilizados para el restablecimiento del bosque alto andino en una zona clareada de pino (Gutierrez, 2012). Se encontró a Asteraceae/Compositae como la familia más representativa, seguida de Poaceae. *Phytolacca bogotensis* fue la especie más frecuente y dominante, seguida de *Holcus lanatus* y *Rumex acetosella*.

Por último, se realizó un estudio en el PFEN, acerca de la composición florística del bosque alto andino en las primeras etapas de sucesión después de un incendio (disturbio natural), encontrando a Asteraceae, Rosaceae, Poaceae y Polygonaceae como las familias más representativas, como especies más representativas a *Viburnum triphyllum*, *Myrcianthes leucoxylla*, *Morella parviflora*, *Baccharis latifolia* y *Smallanthus pyramidalis* (Cañon, 2015).

BIBLIOGRAFÍA

Alvear, et al. (2010), Diversidad Florística y Estructura de Remanentes de Bosque Andino en la Cordillera Central Colombiana. *Caldasia* 32(1):39-63.

Barrera et al. (2010). Manual para la Restauración Ecológica de los Ecosistemas disturbados del Distrito Capital. Secretaría Distrital de Ambiente & Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.

Barrera, et al. (2017), Proceso de Investigación e Implementación Participativa de la Estrategia de Gestión y Manejo de Retamo Espinoso (*Ulex europaeus* L.) y Retamo liso (*Genista monspessulana* (L.) K. Koch). Pontificia Universidad Javeriana.

Bubb, et al. (2004). Cloud forest agenda. *Agenda*, 36, 36. Retrieved from http://sea-swift.unep-wcmc.org/resources/publications/UNEP_WCMC_bio_series/20/CloudForestLR.pdf

Canfield, (1941) Application of the Line Interception Method in Sampling Range Vegetation. *Journal of Forestry*, Volume 39, Issue 4, 1 April 1941, Pages 388–394,

Cañón, (2015), Diversidad Estructural y Funcional de un Área afectada por un incendio Forestal en el Parque Forestal Embalse del Neusa-PFEN, Tausa, Cundinamarca.

Chazdon et al. (2009) The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. *Conservation Biology*, Volume 23, No. 6, 1406–1417.

Chazdon (2014). *Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*. Chicago University Press. Capítulos 4-7.

Connell & Slayter, (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist*, 111, 1119–1144.

Cronquist, (1981), *An Integrated System of Classification of Flowering Plants*.

Cuellar & Cano, (2017). Evaluación de los Procesos de Restauración Ecológica en la Reserva Biológica Encenillo. Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

Cuesta, et al. (2009), *Los Bosques Montanos de los Andes Tropicales*.

Cunha, et al. (2017). Ecological Restoration in area Dominated by *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn in Caparaó National Park, 41(1).

Díaz, (2010). *Plantas tóxicas de importancia en salud y producción animal en Colombia*. Universidad Nacional de Colombia.

Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá & Pontificia Universidad Javeriana: Escuela de Restauración Ecológica, (2017). Documento Compilatorio de Análisis y Evaluación de las Acciones realizadas por el Convenio donde se proyectan acciones para dar continuidad a los procesos adelantados Convenio No. 9-07-24300-1087 2014.

Gallegos et al, (2014), Factors limiting montane forest regeneration in bracken-dominated habitats in the tropics. *Forest Ecology and Management*.

Holdridge, (1967). *Life zone ecology*. San José, Costa Rica. Tropical Science Center.

Holl, (1999). Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica*, 31, 229–242.

Holl, et al. (2000). Tropical montane forest Restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to Dispersal and Establishment. *Restoration Ecology*, 8, 339–349.

Jacobs & Peck, (1993). *Pteridium* Flora of North America. Oxford University Press. New York.

Laegard, (1992). Influence of Fire in the grass páramo vegetation in Ecuador. En; Balslev y Luteyn (eds.). *Páramo: An Andean Ecosystem under human influence*.

Lequerica, et al. (2017). Evidencia de direccionalidad del proceso de sucesión temprana del bosque altoandino. *Colombia Forestal*, 20(1), 63–84. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2017.1.a06>

Marrs & Watt, (2006). Biological Flora of the British Isles: *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. *Journal of Ecology* 94, 1272–1321.

Milligan, et al. (2016). The effectiveness of old and new strategies for the long-term control of *Pteridium aquilinum*, an 8-year test. *Weed Research*, 56(3), 247–257. <https://doi.org/10.1111/wre.12203>

Mora & León, (2007), Guía metodológica para la Restauración Ecológica del Bosque Altoandino, Tercera parte: Estudio de Caso en los alrededores del Embalse de Chisacá.

Mora & Sturm (1994), Estudios ecológicos del páramo y del bosque altoandino Cordillera Oriental de Colombia. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.

Pakeman et al. (2009), Vegetation re-establishment on land previously subject to control of *Pteridium aquilinum* by herbicide. *Applied Vegetation Science*.

Rangel Ch, (1989) Páramos de Colombia. Su manejo y conservación. Blanco A. (ed.). *Gestión Ambiental para el desarrollo*. Inderena. Sociedad colombiana de Ecología.

Rangel Ch, (2000), Colombia, diversidad biótica III, La Región de vida paramuna. Facultad de ciencias, Universidad Nacional de Colombia - Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt., Bogotá D.C, Colombia.

Restrepo, (2016). Caracterización vegetal del Bosque Altoandino en diferentes estados sucesionales de la Reserva Biológica "Encenillo", Guasca- Cundinamarca, 1–96.

Rivera, (1991). Neusa: 9000 años de Intervención Humana en el Páramo. Bogotá: Banco de la República.

Rodrigues da Silva & Silva Matos, (2006). The invasion of *Pteridium aquilinum* and the impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest. *Biodivers Conserv.* 2006; 15:3035-3043.

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

Sarmiento & León. (eds.). (2015) *Transición Bosque-Páramo: Bases Conceptuales y métodos para su identificación en los Andes Colombianos*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 156 pags.

Shigesada & Kawasaki, (1997), *Biological Invasions: Theory and Practice*, Primera Edición. Oxford Series in Ecology and Evolution.

Steufer et al. (2000). *Ecology and Evolutionary Biology of clonal Plants*.

Stewart, et al., (2008), Control of *Pteridium aquilinum*: Meta-analysis of a Multi-site Study in the UK. *Annals of Botany* 101: 957 –970.

Vargas et al, (2007) Guía Metodológica para la Restauración Ecológica del bosque alto andino.

Wunderle, (1997). The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99 (1-2): 223-235.

Anexo 3. MÉTODOS EXTENDIDO

Contexto regional del área de estudio

El estudio se llevará a cabo en el Parque Forestal y Área de Recreación Ecoturística embalse del Neusa, en el municipio de Cogua, a 3.000 msnm, en las coordenadas 05 09'00''N73 59'00''. Pertenece al departamento de Cundinamarca y hace parte de la cordillera Oriental (Rivera, 1992).

Con respecto al contexto biofísico, el clima es frío al ser cercano al piso de páramo, esta área presenta un deterioro de los ecosistemas originales, que ha generado pérdida de biodiversidad y degradación del suelo y facilitado la proliferación de especies invasoras. (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015). Los meses secos son de Diciembre a Enero y los lluviosos entre Abril a Junio y Octubre a Noviembre. El área de ecoturismo del Neusa tiene una extensión de 3.300 hectáreas y el embalse 900 hectáreas. La zona presenta ecosistemas nativos de bosque altoandino y páramo (Rivera. S, 1992). Se presentan varias invasiones biológicas, entre estas el retamo espinoso (*Ulex europaeus* Brot.) y el helecho marranero (*P. aquilinum* (L.) (Barrera *et al.* 2017).

En el aspecto socioeconómico, el Embalse cumple la función de abastecimiento de agua para consumo humano. Según el POT de Cogua, el Embalse del Neusa se clasifica como área de Recreación Ecoturística. Esta es definida como un área especial que por factores ambientales y sociales, debe constituir un aprovechamiento destinado a la recreación pasiva y a las actividades deportivas. El Embalse del Neusa es destinado a conservación y recreación y el Parque del Río Neusa a recreación. Como uso principal se encuentra la recreación y como usos secundarios las actividades agrosilvopastoriles, el establecimiento de instalaciones para el uso principal y el aprovechamiento forestal de especies foráneas, como *Pinus patula*.

El Parque se encuentra dividido en las siguientes zonas: Chapinero, Laureles, Guánquica y Administración. Las dos localidades del estudio: el clareo del helecho y la invasión del helecho se encuentran ubicadas en el sector de Laureles, junto al embalse y a un parche de bosque alto andino. A continuación se muestran las dos localidades del estudio.

Figura 1. Tratamientos

- a) Área con clareo de *P. Aquilinum*



b) Área con Invasión de *P. Aquilinum*

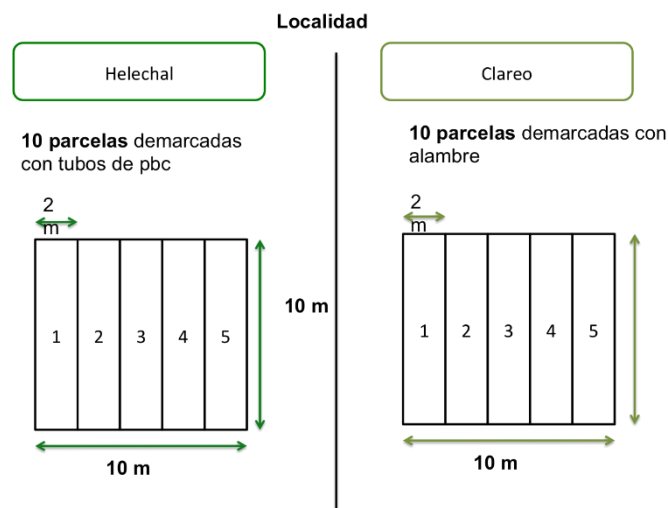


Técnicas de captura de datos e instrumentos

Diseño del estudio

El tipo de muestreo que fue empleado fue un muestreo al azar (Vallejo *et al.* 2005), ya que de las 12 parcelas establecidas por tratamiento, solo se seleccionaron 10, sumando un total de 20. A su vez las parcelas fueron establecidas al azar. El diseño del muestreo del estudio está dividido en 2 localidades y/o tratamientos; una localidad con control/clareo del helecho marranero (*Pteridium aquilinum*) y una localidad con invasión del helecho. Adicionalmente, se incluyó un muestreo del bosque alto andino de referencia realizado con anterioridad por la ERE-PUJ, para comparar el Índice de Valor de Importancia (IVI), la estructura y la cobertura vegetal con los otros dos tratamientos.

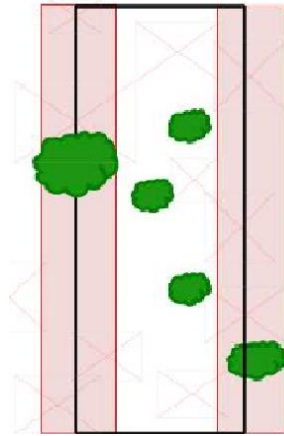
Fig 2. Diseño del Muestreo



En la localidad del clareo del helecho hay establecidas 10 parcelas permanentes de 10m x 10m, construidas con postes de madera de 2 m de longitud, de 10cm x 10cm de diámetro, ubicados cada 3.50m de distancia, unidos con 4 filas de alambre de púa, ubicadas cada 30 cm de ancho. Además, se encuentran subdivididas en 5 transectos de 2m x 10m, demarcados por tubos de PBC.

En la localidad de la invasión del helecho se encuentran 10 parcelas de 10m x 10m, establecidas solamente por los tubos de PBC para cada transecto, sumando un total de 20 parcelas entre las dos localidades. Se utilizó el método de línea intercepto de Canfield (1941), marcando cada transecto con el decámetro y se procedió a medir cuantos centímetros de longitud eran cubiertos por cada una de las especie encontradas debajo de la cinta métrica.

Fig 3. Método de línea intercepto. Solo se registraron las especies que se interceptaban con la línea del transecto.



A continuación, se muestran unas tablas con la ubicación de las parcelas por tratamiento.

Tabla 1. Ubicación de las Parcelas

Tratamiento	Parcela	Altura (msnm)	Ubicación	*Distancia al bosque de referencia (m)	
Helechal	1	3044	N 5° 09' 42.5" W 73° 56' 17.0"	249	
	3	3045	N 5° 09' 40.3" W 73° 56' 16.5"	190	
	4	3048	N 5° 09' 38.5" W 73° 56' 15.5"	133	
	5	3060	N 5° 09' 36.7" W 73° 56' 13.8"	64	
	6	3067	N 5° 09' 35.6" W 73° 56' 13.3"	47	
	7	3052	N 5° 09' 37.4" W 73° 56' 12.3"	36	
	9	3050	N 5° 09' 39.1" W 73° 56' 13.7"	104	
	10	3051	N 5° 09' 39.8" W 73° 56' 14.4"	134	
	11	3042	N 5° 09' 43.0" W 73° 56' 15.7"	236	
	12	3034	N 5° 09' 44.4" W 73° 56' 17.0"	294	
	Clareo	1	3059	N 5° 09' 31.9" W 73° 56' 19.6"	56
		2	3074	N 5° 09' 32.4" W 73° 56' 15.3"	61
3		3078	N 5° 09' 33.9" W 73° 56' 14.6"	94	
4		3065	N 5° 09' 35.5" W 73° 56' 16.0"	130	
5		3058	N 5° 09' 36.2" W 73° 56' 17.8"	172	
6		3057	N 5° 09' 34.6" W 73° 56' 18.5"	125	

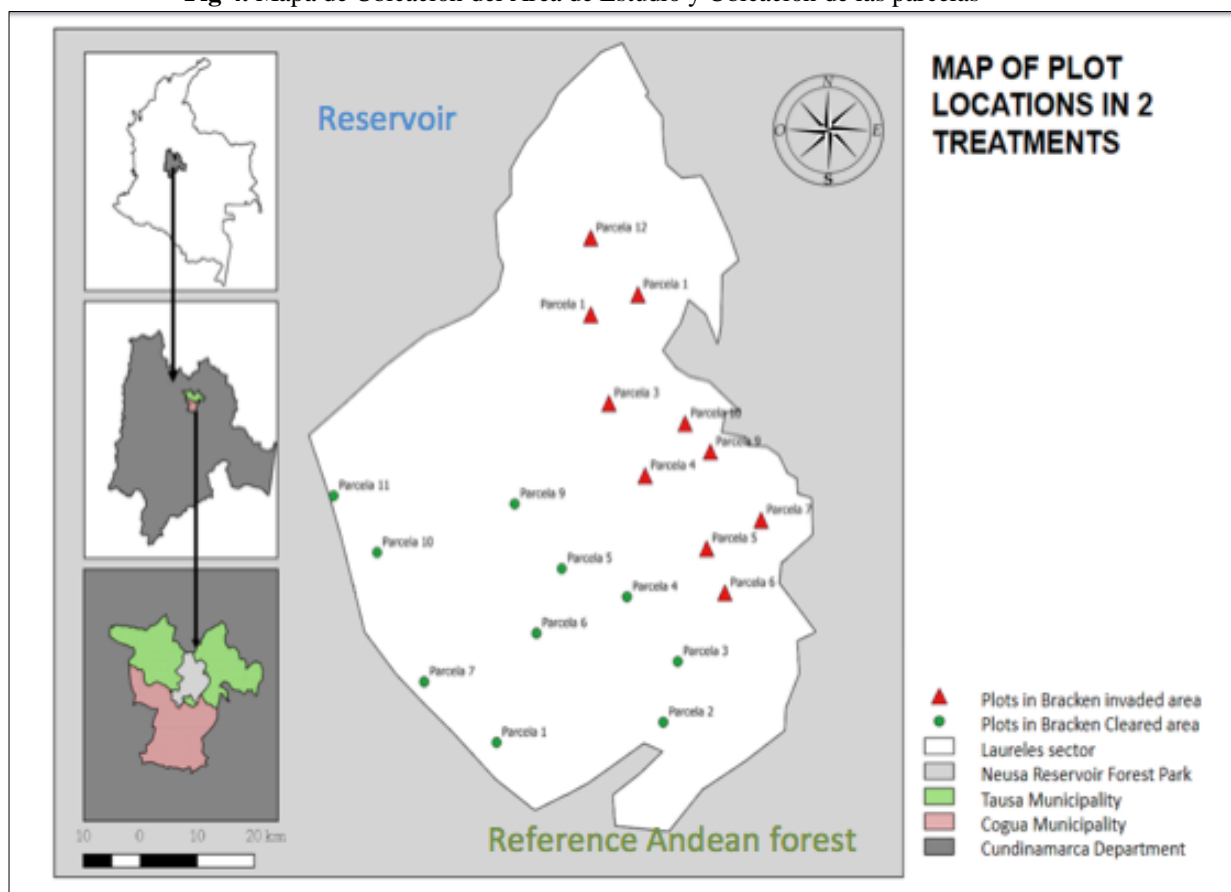
	7	3058	N 5° 09' 33.4" W 73° 56' 21.6"	64
	9	3049	N 5° 09' 37.8" W 73° 56' 19.1"	219
	10	3031	N 5° 09' 36.6" W 73° 56' 22.9"	152
	11	3018	N 5° 09' 38.0" W 73° 56' 24.1"	199

*Distancia de las parcelas al parche de bosque alto andino (fuente de propágulos). Distancias obtenidas utilizando el programa QGIS y las coberturas de la zona Laureles.

Debido a que no hay réplicas de la misma distancia para cada tratamiento, se le asignaron categorías a las distancias, con el propósito de hacer los análisis estadísticos. Las categorías fueron las siguientes (Cerca, intermedio y lejos).

A continuación, se muestra un mapa del área de estudio elaborado en el programa QGIS:

Fig 4. Mapa de Ubicación del Área de Estudio y Ubicación de las parcelas



Métodos de Recolección de datos

En la etapa de campo se tomó el registro de la vegetación presente en las parcelas. En los estudios de coberturas vegetales o caracterizaciones vegetales, es muy importante el establecimiento y el tamaño de las parcelas (Vallejo, *et al.* 2005). Para medir los atributos de la vegetación, se realizó el método de línea intercepción (Canfield, 1941) que consiste en establecer dentro de cada parcela 5 transectos paralelos rectos a una distancia de 2 metros

entre sí, a su vez dividiendo cada transecto en 10 intervalos constantes de 1 metro. La composición florística se registró en todas las parcelas, en cada transecto y en cada metro respectivamente. Para medir la cobertura, se utilizó un decámetro ubicado sobre cada transecto, para determinar la longitud cubierta por cada una de las especies que se encontraron debajo de la cinta.

En este caso particular, solamente se tomaron muestras botánicas si no fue posible identificar taxonómicamente al individuo en campo y como ayuda para la identificación taxonómica, se utilizó la base de datos Tropicos.org del Missouri Botanical Garden. La salida de campo al PFEN se llevó a cabo en Abril de 2018 y se contó con la ayuda de Luis Rodríguez, miembro de la ERE-PUJ.

Se registró en un formato la localidad, el número de la parcela, el número del transecto, el número del metro, la familia y la especie del individuo, altura y su cobertura en cm (Sarmiento & León, 2015).

Fig 5. Formatos utilizados en campo

A. Localidad con clareo del helecho

Parcela no.	Transecto no.	Metro no.	Familia	Especie	Longitud cobertura cm	Altura cm	Materia Orgánica cm

B. Localidad con helechal

Parcela no.	Transecto no.	Metro no.	Familia	Especie	Biomasa	Necromasa	Longitud cobertura cm	Altura cm

Métodos matemáticos, estadísticos o cualitativos

La determinación taxonómica de los individuos muestreados durante la salida de campo, se realizó con las muestras botánicas y las fotos, basándose en el Sistema de Clasificación de Cronquist (1981). Los estudios de composición florística facilitan la descripción y el conocimiento de la estructura y función de los diferentes niveles jerárquicos, con aplicación en el uso, manejo y conservación de los recursos (Rojas, *et al.*, 2011. Se le asignó un estrato a cada individuo (Rasante, herbáceo, arbustivo y sub-arbóreo), según Rangel & Lozano (1986)

y un hábito de crecimiento de acuerdo a lo reportado por la literatura. Se realizaron gráficas descriptivas de abundancias y coberturas. Para el cálculo de la cobertura, se aplicó la siguiente fórmula:

$$\text{Cobertura} = (L/Lt) \times 100.$$

Donde:

L = Longitud interceptada por especie.

Lt = Longitud total de los transectos (50 m)

Para los análisis de reclutamiento, se excluyó a *P. aquilinum* de la base de datos. La diversidad de Shannon y Simpson, la riqueza (número de especies) y densidad (número de individuos/localidad) se determinaron. Se llevó a cabo un análisis de similaridad de la composición de especies entre los tratamientos y entre las distancias. Debido a que los datos no se ajustaron a una distribución normal, se realizó la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis. Se realizaron 4 pruebas ANOVA con la distancia como factor, para determinar diferencias significativas en las variables respuesta (riqueza, cobertura, abundancia). Para cada especie y para cada tratamiento, se calcularon: densidad relativa, frecuencia relativa y dominancia relativa y luego se sumaron para obtener el Índice de Valor de Importancia IVI.

Se compararon los tributos de la vegetación entre tratamientos y entre tiempos/muestreos (solo aplica al tratamiento de clareo). Todos los análisis se realizaron con el Programa estadístico RStudio, con el paquete BiodiversityR (Roeland Kindt, 2018) y el programa SigmaPlot se utilizó para graficar los resultados de los ANOVA.

- a) Diversidad (Índice de Shannon)
- b) Riqueza (No. Especies)
- c) Índice de Simpson
- d) Densidad (no. Individuos/Localidad)
- e) Similaridad entre tratamientos (Box plot)
- f) Normalidad (Prueba no paramétrica) Kruskal-Wallis
- g) Índice de Valor de Importancia (IVI)
- h) ANOVAs para determinar variabilidad entre las variables

BIBLIOGRAFÍA

Barrera et al. (2010). Manual para la Restauración Ecológica de los Ecosistemas disturbados del Distrito Capital. Secretaría Distrital de Ambiente & Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.

Barrera, et al. (2017), Proceso de Investigación e Implementación Participativa de la Estrategia de Gestión y Manejo de Retamo Espinoso (*Ulex europaeus* L.) y Retamo liso (*Genista monspessulana* (L.) K. Koch). Pontificia Universidad Javeriana.

Canfield, (1941) Application of the Line Interception Method in Sampling Range Vegetation. *Journal of Forestry*, Volume 39, Issue 4, 1 April 1941, Pages 388–394.

Cronquist, (1981), An Integrated System of Classification of Flowering Plants.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, (2015). *Plan Nacional de Restauración*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Retrieved from

[https://www.minambiente.gov.co/images/BosquesBiodiversidadyServiciosEcosistemicos/pdf/Ordenación-y-Manejo-de-Bosques/PLAN NACIONAL DE RESTAURACIÓN 2.pdf](https://www.minambiente.gov.co/images/BosquesBiodiversidadyServiciosEcosistemicos/pdf/Ordenación-y-Manejo-de-Bosques/PLAN_NACIONAL_DE_RESTAURACIÓN_2.pdf)

Norden et al. (2009). Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. *Ecology Letters*.

Rangel & Lozano, (1986). Un perfil de vegetación entre La Plata (Huila) y el Volcán Puracé, *Caldasia* 14 (68-70): 53-547.

Rivera, (1991). Neusa: 9000 años de Intervención Humana en el Páramo. Bogotá: Banco de la República.

Rojas, et al., (2011), Evaluación Ecológica y estructural de los bosques del Departamento del Tolima. Ibagué, Universidad del Tolima. 238 p.

Sarmiento & León. (eds.) (2015) Transición Bosque-Páramo: Bases Conceptuales y métodos para su identificación en los Andes Colombianos. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 156 pags.

Vallejo et al., (2005), Establecimiento de parcelas Permanentes en Bosques de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia, 310 p.