

**ESTUDIO COMPARATIVO DE LA DIVERSIDAD LIQUENICA Y SU DISTRIBUCION
VERTICAL EN *Quercus humboldtii* Bonpl. Y *Pinus patula* Schltdl. & Cham.**

**MAESTRIA EN MANEJO, USO Y CONSERVACION DEL BOSQUE
UNIVERSIDAD DISTRITAL FRANCISCO JOSE DE CALDAS**

DIEGO FERNANDO SIMIJACA SALCEDO

Directora: Dra. Bibiana Moncada Cárdenas

Codirector Dr. Robert Lücking

TRABAJO DE GRADO

**Presentado como requisito parcial para optar al título de
MAGISTER EN MANEJO, USO Y CONSERVACION DEL BOSQUE**

Bogotá, junio de 2017

A, Anselmo, Bernarda, Rafael y Lilia, los robles de mi hogar
A Inés y Fabio los frutos de esos robles
A Silvia, Fabián y Sara, las plántulas que crecieron a mi lado
A Alejandra, la semilla de amor, esperanza, fuerza e inspiración

APROBADO

Dra. Bibiana Moncada Cárdenas
Docente Licenciatura en Biología
Universidad Distrital Francisco José de Caldas
Directora

Dr. Robert Lücking
Curador adjunto
Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin
Codirector

EVALUADOR 1

EVALUADOR 1

CONTENIDO

CAPITULO 1: ESTUDIO COMPARATIVO DE LA DIVERSIDAD LIQUENICA Y SU DISTRIBUCION VERTICAL EN <i>Quercus humboldtii</i> Bonpl. Y <i>Pinus patula</i> Schltdl. & Cham.	7
RESUMEN	7
INTRODUCCION.....	9
MATERIALES Y METODOS.....	12
Área de estudio	12
Diseño de muestreo para la recolección de los ejemplares.....	14
Recolección de los ejemplares y toma de datos	15
Registro de características de los forófitos	15
Determinación del material vegetal	16
RESULTADOS.....	17
Diversidad líquenica de las especies forófitas	17
Estratificación vertical de las especies forófitas.....	18
Caracterización fisicoquímica y microambiental de los forófitos	20
Distribución espacial de las comunidades líquenicas	23
DISCUSIÓN.....	24
Impacto de las plantaciones de pino en el bosque de roble	24
Patrones de estratificación vertical	28
Diversidad líquenica en ROGITAMA	32
CONCLUSIONES	36
RECOMENDACIONES	38
AGRADECIMIENTOS	39
BIBLIOGRAFÍA.....	40
ANEXOS	47

Índice de Tablas

Tabla 1. Índices de riqueza y diversidad para las especies hospederas (se presenta la riqueza como el número de especies, la dominancia calculada mediante el índice de Simpson y la equidad mediante el índice de Shannon- Wiener).....	17
Tabla 2. Índices de riqueza y diversidad en los estratos verticales de las especies hospederas (se presenta la riqueza como el número de especies, la dominancia calculada mediante el índice de Simpson y la equidad mediante el índice de Shannon-Wiener).....	18
Anexo 1 (Tabla 3)Taxones registrados sobre <i>Quercus humboldtii</i> y <i>Pinus patula</i> en la reserva Rogitama Biodiversidad, se presenta la frecuencia por especie y por estrato vertical en cada uno de los forófitos (B= base, T= Tronco, DI= Dosel interno, DM= Dosel medio, Dosel externo)..	47
Anexo 2 (Tabla 4) comparaciones múltiples pos hoc de HSD Tuckey contrastando las variables ambientales que presentan diferencias significativas en los estratos verticales de <i>Pinus patula</i> .	52
Anexo 3 (Tabla 5) Comparaciones múltiples pos hoc de HSD Tuckey contrastando las variables ambientales que presentan diferencias significativas en los estratos verticales de <i>Quercus humboldtii</i> .	53

Índice de Figuras

Figura 1. Clúster de similitud de la composición de los estratos verticales de a) <i>Pinus patula</i> y b) <i>Quercus humboldtii</i> (basado en el índice de Jaccard).	20
Figura 2. Diagramas de caja para los factores fisicoquímicos (a. rugosidad; b. pH) y microambientales, (c. Luminosidad; d. Humedad) mostrando la variabilidad en las especies forófitas.	21
Figura 3 Diagramas de caja para los factores microambientales en las especies forófitas, mostrando la variabilidad por estratos verticales (los corchetes en línea continua representan las agrupaciones para <i>Pinus patula</i> , mientras las líneas punteadas representan las agrupaciones para <i>Quercus humboldtii</i>).....	22
Figura 4 Diagrama de ordenación para la composición de los espacios muestreados en las dos especies de forófitas.	24

CAPITULO 1: ESTUDIO COMPARATIVO DE LA DIVERSIDAD LIQUENICA Y SU DISTRIBUCION VERTICAL EN *Quercus humboldtii* Bonpl. Y *Pinus patula* Schltdl. & Cham.

Diego Simijaca¹, Bibiana Moncada², Robert Lücking³

Maestría en Manejo, Uso y Conservación de Bosques, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Cra. 4 No. 26D-54, Torre de Laboratorios, Herbario, Bogotá, Colombia. Grupo Colombiano de Liquenología (GCOL)

Licenciatura en Biología, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Cra. 4 No. 26D-54, Torre de Laboratorios, Herbario, Bogotá, Colombia. Grupo Colombiano de Liquenología (GCOL)

Botanical Garden and Botanical Museum Berlin, Königin-Luise-Straße 6–8, 14195 Berlin, Germany. Grupo Colombiano de Liquenología (GCOL)

RESUMEN

Los robledales en Colombia presentan amplia distribución altitudinal y se reconocen como elementos importantes de los bosques andinos por ofrecer gran variedad de hábitats para plantas y animales. No obstante, en los últimos 30 años el establecimiento de plantaciones forestales propicio la pérdida de 28550ha de bosques nativos. Situación que afecta visiblemente a los líquenes. Por lo cual, se planteó establecer el impacto de las plantaciones de *Pinus patula* en la flora líquénica, en comparación con el rol hospedero de *Quercus humboldtii*. En la reserva ROGITAMA se seleccionaron cuatro árboles de cada especie forófitas, que se ascendieron verticalmente para retirar los líquenes de cinco estratos previamente delimitados. Se midió la luminosidad, rugosidad, pH y humedad de cada estrato vertical, que se analizaron mediante tablas ANOVA, comparaciones múltiples y escalamiento multidimensional no métrico. La reducción en la frecuencia y diversidad de las especies umbrófilas, la presencia de especies particulares y la prevalencia de especies tolerantes, son impactos del establecimiento de *Pinus patula*. Se describen las variaciones en la estratificación vertical de las dos especies forófitas y en el roble se reconoce un patrón de estratificación en la riqueza. *Cladonia ceratophylla*, *Herpothallon rubrocinctum*, e *Hypotrachyna costaricensis* son especies generalistas y se sugieren dos morfotipos de *Astrothelium* y uno de *Herpothallon* como nuevas especies, estas últimas exclusivas de roble. Se

destaca el roble como especie sombrilla y albergue de 109 se reconoce la influencia de la humedad y la rugosidad en la distribución vertical y preferencia de forofitos.

Palabras clave: Arcabuco, epífitos, dosel, cianolíquenes, Parmeliaceae.

ABSTRACT

Oak forests in Colombia have a wide altitudinal distribution and are recognized as important elements of the Andean forests for offering a wide variety of habitats for plants and animals. However, the establishment of forest plantations has led to the loss of 28550ha of native forests in the last 30 years. A situation that visibly affect the lichens. Therefore, we proposed to establish the impact of *Pinus patula* plantations on lichen flora, compared to the host role of *Quercus humboldtii*. In ROGITAMA's reserve, four trees of each forophyte species were selected, which were vertically ascended to remove lichens from five previously delimited strata. The luminosity, roughness, pH and humidity of each vertical stratum were measured, an analyzed by ANOVA tables, multiple comparisons and non-metric multidimensional scaling. Reduction in frequency and diversity of the umbrophyllous species, the presence of particular species and the prevalence of tolerant species, are impacts of the establishment of *Pinus patula*. The variations in the vertical stratification of the two forophyte species are described and in the oak a pattern of stratification is recognized in the richness. *Cladonia ceratophylla*, *Herpothallon rubrocinctum*, and *Hypotrachyna costaricensis* are generalist species. Two morphotypes of *Astrothelium* and one of *Herpothallon* are suggested as new species, the latter exclusives of oak. Oak stands out as an umbrella species, and the influence of humidity and roughness on the vertical distribution and preference of forophytes is recognized.

Keywords: Arcabuco, epíphyte, canopy, cianolichens, Parmeliaceae.

INTRODUCCION

Los bosques de roble en Colombia se distribuyen desde los 750 m hasta los 3450 m altitudinales y abarcan cerca de 18 departamentos, con lo que se reconocen como elementos importantes de los bosques andinos del país (Avella & Cardenas, 2010). Sin embargo, su dominancia es más evidente en localidades que superan los 2500 m altitudinales, donde *Quercus humboldtii* Bonpl. se convierte en un elemento típico del paisaje (Marin-Corba & Betancur, 1997).

Estos bosques ofrecen además, una gran variedad de hábitats para mamíferos, aves y organismos invertebrados (Gasca & Higuera, 2008; Otalora, 2003; Ramírez & Pérez, 2007; Sáenz-Jiménez, 2010; Vanegas, *et al.* 2012) que a su vez contribuyen con el depósito de semillas y el enriquecimiento de la flora, donde orquídeas, bromelias, helechos y plantas criptógamas, también son conspicuos sobre los troncos y ramas de *Q. humboldtii* (Alzate, *et al.* 2001; Ariza, *et al.* 2010; Avila, *et al.* 2010; Gil & Morales-Puentes, 2014; Vargas-Rojas & Morales-Puentes, 2014).

Pese a la función como especie sombrilla que tienen los robledales en la conservación de la biodiversidad, históricamente han sido objeto de explotación, por la calidad de su madera y la versatilidad de usos que puede dársele a la misma (Ariza Cortés *et al.*, 2010). Ejemplo de esto son los departamentos de Boyacá y Santander donde *Q. humboldtii* se usa en la fabricación de cabos para herramientas, postes, muebles o para el uso doméstico como combustible en la fabricación de alimentos, donde se alcanza un consumo per-cápita superior a los 1300 Kg/año (Avella & Cardenas, 2010; Medina, 2010). Otro impacto de las actividades humanas en el robledal, recae en la deforestación para ampliar la frontera agrícola o el establecimiento de plantaciones forestales (Kapelle, 2006). Con lo cual se registra una pérdida de 28550ha de bosques de roble en los últimos 30 años (CAS, 2006), mientras en el caso de las plantaciones forestales, el área aumenta visiblemente con 53195ha de *Pinus patula* Schltdl. & Cham. para el año 2002 (FAO, 2002).

Este cambio en el uso del suelo y el remplazo de los bosques nativos por plantaciones de coníferas, trae consigo fuertes repercusiones que afectan la calidad del suelo, la circulación de nutrientes y la dinámica de las poblaciones de plantas y animales (Barlow *et al.*, 2007; Calviño-Cancela, *et al.* 2012; Goward & Arsenault, 2000; Hietz-Seifert, *et al.* 1996), debido a que se homogenizan las condiciones ambientales, como luz y humedad, acidez y rugosidad de los árboles, a nivel local, con lo que se suprime la variedad de microecosistemas ofrecida por los bosques naturales (Käffer, *et al.* 2009).

En este sentido, los líquenes corresponden a uno de los grupos de organismos notablemente afectados por la paridad en las condiciones ambientales. Donde la homogenización de la riqueza, la dominancia de especies generalistas y la desaparición de grupos funcionales, son respuestas comunes ante la transformación del paisaje (Ardila, *et al.* 2014; Bäcklund, *et al.* 2016; Berg, *et al.* 2013; Calviño-Cancela, *et al.* 2013; Goward & Arsenault, 2000). De hecho, se reconoce la alta sensibilidad de los líquenes a condiciones microclimáticas como la luz incidente y la humedad (Lücking, 1999; Soto, *et al.* 2012) y además, características propias de los forófitos, como: la arquitectura del dosel, la estructura y acidez de la corteza, su rugosidad o la presencia de ornamentos y lenticelas (Cáceres, *et al.* 2007; Hauck, 2011; Käffer *et al.*, 2009; Rosabal, *et al.* 2013).

Esta sensibilidad ha permitido el uso de los líquenes como bioindicadores en diversos aspectos ambientales, que incluyen la calidad del aire (Llop, *et al.* 2012; Rubiano & Chaparro, 2006; Simijaca, *et al.* 2014), el cambio en el uso del suelo (Giordani, *et al.* 2012; Maestre *et al.*, 2011; Stofer *et al.*, 2006) la fragmentación de bosques y la continuidad ecológica (Pulido & Ramos, 2016; Ramírez-Morán, *et al.* 2016; Rivas Plata, *et al.* 2007). En la actualidad, existe interés por establecer el impacto del establecimiento de las plantaciones forestales y el impacto del manejo

que se da a estos “bosques artificiales”, mediante el uso de líquenes como bioindicadores (Gustafsson, *et al.* 2013; Hämäläinen, *et al.* 2014; Nascimbene, *et al.* 2013).

El estudio de la flora liquénica en las plantaciones forestales de Colombia, tiene como referente una investigación que utiliza la familia Graphidaceae como elemento bioindicador y compara la diversidad liquénica de un bosque de roble, con una plantación de *Eucalyptus globulus* Labill. (Ardila *et al.*, 2014). De otro lado la flora liquénica de los bosques altoandinos de Colombia ha sido ampliamente documentada y es objeto de constante actualización (Sipman & Aguirre-C, 1982; Sipman, 1984, 1989,1998; Aguirre-C, 2008; Moncada, Coca & Lücking, 2013; Lücking *et al.*, 2016). Sin embargo, son escasos los estudios que evalúan la preferencia de forófitos y las condiciones que presenta cada hospedero intrínsecamente para albergar líquenes epífitos (Ardila *et al.*, 2014; Soto *et al.*, 2012) y la estratificación vertical de los líquenes solo ha sido estudiada por Wolf (1993b) y Simijaca (2011).

Un sector de especial interés para el estudio de la flora liquénica, corresponde al corredor de robles Guantiva-La Rusia-Iguaque, que según Avella & Cardenas (2010), es considerado el corredor con los bosques de roble más extensos en el territorio colombiano al abarcar 141293ha y porque transcurre por 22 municipios de los departamentos de Boyacá y Santander. Característica que le confiere especial importancia por su función como especie sobrilla y porque es soporte para múltiples especies de líquenes epífitos que habitan fustes y ramas de *Q. humboldtii*, dentro de las que se destacan algunas nuevas especies para la ciencia, de los géneros *Cora* y *Sticta* (Lücking *et al.*, 2016; Moncada *et al.*, 2013)

Un caso de estudio en el corredor Guantiva-La Rusia-Iguaque, corresponde a la reserva de la sociedad civil ROGITAMA BIODIVERSIDAD (Arcabuco- Boyacá), donde el proceso de recuperación del bosque nativo, se ha llevado a cabo alterno a la plantación de rodales de *Pinus*

patula Schltl y Cham. Esta reserva sustenta una gran diversidad de flora y fauna representativa del corredor de robles y es el albergue de especies en peligro de extinción como *Chalybea macrocarpa* (Uribe) Morales-P. & Penneys (Gil-Leguizamón, *et al.* 2014) y *Coeligena prunellei* Bourcier (Chavarro, 2005). Adicionalmente, es el refugio de artrópodos como *Pseudopogonogaster iguaquensis* Salazar y Carrejo, que utiliza líquenes de ROGITAMA como superficie de mimetismo (Parada, 2015). No obstante, en los bosques de la reserva no se han realizado estudios concernientes a los líquenes epífitos y al efecto que la generación de un “bosque mixto” pueda tener en la distribución de las comunidades liquénicas. Por consiguiente, esta investigación tiene por objeto, comparar la diversidad y distribución vertical de la flora liquénica asociada a *Q. humboldtii* y *P. patula* en la Reserva Natural Rogitama Biodiversidad, con el fin de reconocer el impacto del establecimiento las comunidades liquénicas y determinar si las características propias de los forófitos, como rugosidad, acidez, luminosidad incidente y humedad, varían entre las especies o en los estratos de los forófitos, con lo cual se esperaría que generaran patrones de estratificación vertical de las especies liquénicas.

MATERIALES Y METODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la Reserva de la Sociedad Civil Rogitama Biodiversidad, un área protegida privada, localizada en la vereda Peñas blancas del Municipio de Arcabuco (Boyacá), 5°47'47,3" N; 73°26'56,0" W (Figura 1). Altitudinalmente se ubica entre los 2485m a 2530m y presenta una temperatura promedio anual de 13 °C, además un régimen de precipitación bimodal de 1900 mm/año (Gil-Leguizamón *et al.*, 2014), lo que la ubica según la escala de Holdridge en un bosque húmedo montano alto (bh-M). La reserva Rogitama abarca 29 hectáreas de las cuales 14 corresponden a bosque nativo (con ocho hectáreas de robledal) y 14 se han dedicado a sistemas silvopastoriles, con ocho hectáreas dedicadas a la siembra de diversas especies en peligro y 6 hectáreas con plantaciones de *P. patula*; además de una hectarea dedicada a la vivienda (Chavarro, 2005). La importancia estratégica de esta área protegida está soportada en su

ubicación en el corredor de conservación Guantiva La Rusia- Iguaque, una de las áreas más representativas en la protección de *Q. humboldtii* (Morales *et al.*, 2007).

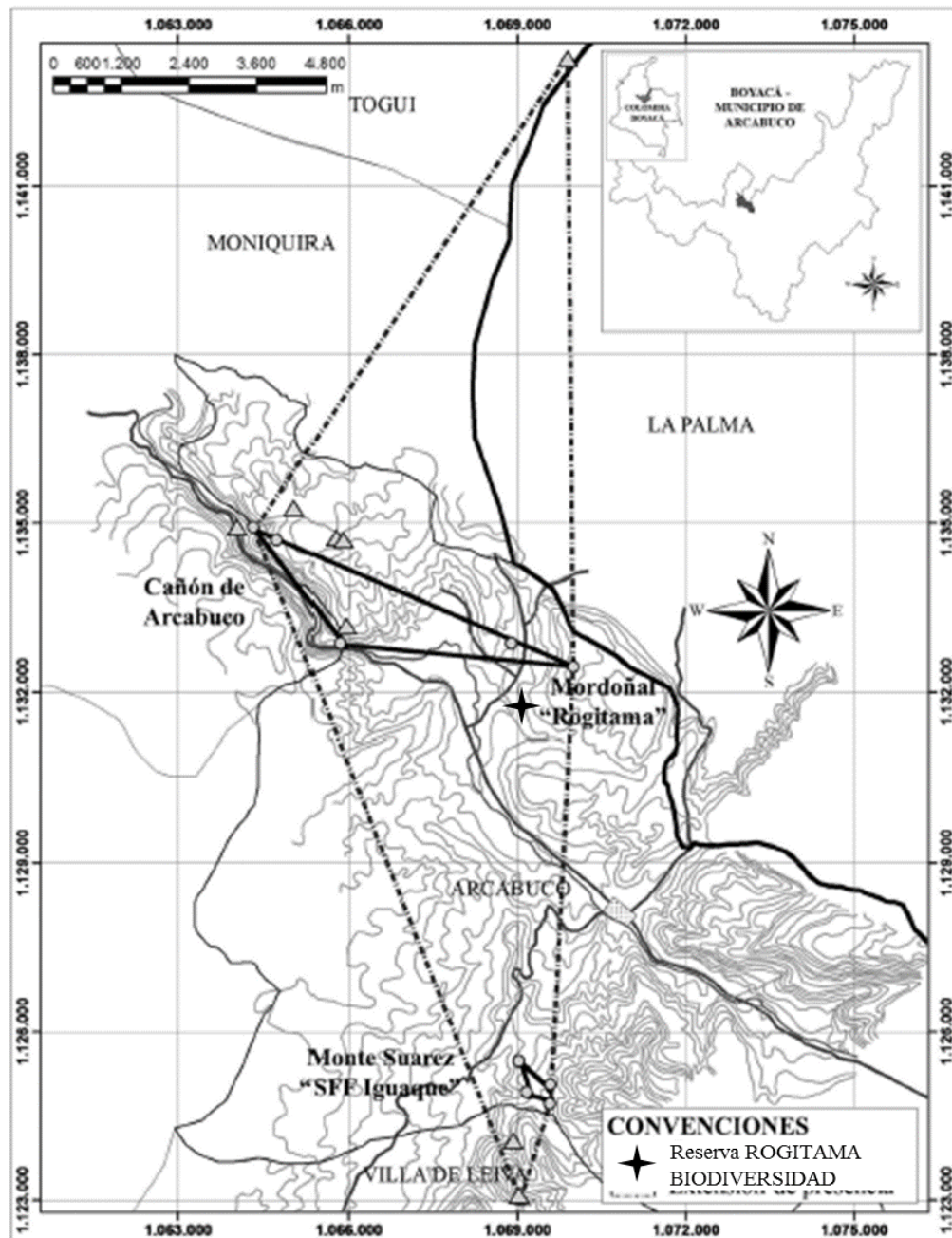


Figura 1: Ubicación de la reserva ROGITAMA BIODIVERSIDAD en el departamento de Boyacá y el municipio de Arcabuco (Modificado de Gil-Leguizamón *et al.*, 2014)

Diseño de muestreo para la recolección de los ejemplares

Se instaló un transecto de 200m en áreas representativas de cada una de las especies forófitas (*Q. humboldtii* y *P. patula*). Dentro del transecto se seleccionaron y marcaron cuatro árboles con altura superior a 5m, de troncos robustos (DAP superior a 30cm), ramas resistentes al ascenso y separados por lo menos 25m entre sí, buscando los extremos y el interior del fragmento para abarcar un gradiente heterogéneo de luminosidad (Gradstein, *et al.* 2003). Cada árbol se dividió en cinco estratos de acuerdo con la zonificación planteada por Johansson (1974) y se ascendió mediante las técnicas de escalada simple (Figura 2.) señaladas por Lowman *et al.* (1993) y Simijaca (2011). Cada levantamiento se realizó en un transecto vertical, con un flexómetro de 100cm en cada estrato.



Figura 2 Ascenso al dosel de los forófitos mediante el método de cuerda simple

Recolección de los ejemplares y toma de datos

En cada transecto, se recolectaron los líquenes que estaban debajo de la cinta métrica y se anotaron para cada ejemplar recolectado las características morfológicas como: tipo de talo, coloración, presencia de estructuras reproductivas y de ubicación espacial dentro del árbol. Para la extracción del material del dosel externo se usó un corta ramas que permitió el acceso y desmote de las porciones más externas (Lowman *et al.*, 1993). El proceso de medición y extracción de líquenes con el transecto vertical, se repitió en las ramas desmontadas.

Registro de características de los forófitos

Se registró el DAP para cada forófito. Se midió el pH de la corteza para cada estrato vertical, mediante la extracción de un fragmento de la misma y la maceración de 0.5g diluidos en 5ml de agua destilada, que se dejaron 8 horas en reposo para su posterior análisis en laboratorio con un medidor de pH digital RoHS (Kricke 2002). Se examinó la estructura de la corteza en cada estrato, tomando como referencia un testigo de diez centímetros, medida que se modificó de la metodología de Rosabal, *et al.* (2012). La intensidad de luz relativa (luminosidad) se registró para cada forófito con el uso de fotografías periféricas de cada levantamiento con un lente ojo de pez de 180°, que se transformaron a blanco y negro y se calcularon los porcentajes de cada color mediante el programa Gap Light Analyzer 2.0 (Frazer *et al.*, 2000), con el color blanco como la luz relativa y el negro como la cobertura del dosel. La humedad relativa se registró puntualmente en el levantamiento con el uso de un psicrómetro digital EHM-10.

Determinacion del material vegetal

Las muestras de líquenes recolectadas y etiquetadas, se secaron por exposicion al ambiente y posteriormente, se llevaron al herbario forestal Gilberto Emilio Mahecha Vega (Sección Criptógamas) -UDBC, donde se realizó el correspondiente proceso de determinacion mediante claves taxonómicas(Coca & Sanín, 2010; Lücking, *et al*, 2008; Moncada & Forero, 2006; Moncada, 2012) y la aplicación de pruebas químicas con NaClO, KOH, KI y Parafenilendiamina (Brodo, *et al*. 2001).

Análisis de datos

Se calculó de la diversidad alfa (α), mediante los índices Riqueza (conteo del número de especies por levantamiento), dominancia de Simpson y equidad de Shanon-Wiener (Magurran, 1988). Se evaluó la relación entre la riqueza y los estratos verticales mediante una correlación de Spearman. Se evaluó la diversidad beta mediante análisis cluster, basado en el índice de Jaccard (Magurran, 1988). Para evaluar el comportamiento de las variables ambientales en cada hospedero y cada estrato, se realizó un análisis de varianza ANOVA (Kruskall-Wallis), y para rastrear diferencias adentro de cada grupo, se realizaron comparaciones multiples (HSD Tuckey). Para reconocer la distribución de las muestras y la influencia de las variables en la distribución de los líquenes epífitos, se realizó un escalamiento multidimensional no paramétrico (NMS);(Mc Cune, *et al*. 2002).

RESULTADOS

Diversidad líquénica de las especies forófitas

Se recolectaron 964 muestras de líquenes en las dos especies hospederas y en los cinco estratos verticales examinados, de las cuales 903 se identificaron hasta nivel de especie, mientras las otras 61 muestras se identificaron a nivel de género por carecer de estructuras que permitieran su determinación. Dicha revisión permitió el reconocimiento de 164 especies agrupadas en 42 géneros y 24 familias (Anexo 1). Las familias con mayor riqueza son Parmeliaceae, (ocho géneros -64 especies), Graphidaceae, (8 -31) especies y Physciaceae, (2-12).

Los resultados generales señalan que *Pinus patula* (pino), con 117 especies, exhibe una mayor riqueza líquénica que la observada en *Quercus humboldtii* (roble), con 109 especies (Tabla 1). Para las dos especies forófitas se observan bajos valores de dominancia (Simpson; $D' = 0,02$) y valores similares en la equidad. Se observa una composición líquénica que difiere ampliamente entre las dos especies forófitas con un índice de Jaccard ($I_J = 0,38$).

Tabla 1. Índices de riqueza y diversidad para las especies hospederas (se presenta la riqueza como el número de especies, la dominancia calculada mediante el índice de Simpson y la equidad mediante el índice de Shannon- Wiener)

	<i>Pinus patula</i>	<i>Quercus humboldtii</i>
Riqueza de especies	117	109
Simpson (D')	0,02	0,02
Shannon- Wiener(H')	4,16	4,20

En el caso de los pinos, *Parmotrema mellissii* (C.W. Dodge), *Herpothallon rubrocinctum* (Ehrenb.) Aptroot, Lücking & G. Thor y *Heterodermia japónica* (M. Satô) Swinscow y Krog fueron las especies más frecuentes (Anexo 1). En contraste *Crocodia aurata* (Ach.) Link, *Erioderma solediatum* Galloway y Jørg y *Parmotrema indicum* Hale, entre otras, presentan un solo registro y hacen parte de las 50 especies particulares del pino.

En los robles, *Herpothallon rubrocinctum*, *Hypotrachyna bogotensis* (Vain.) Hale y *Cladonia ceratophylla* (Sw.) Spreng fueron las especies más frecuentes (Anexo 1) y se reconocen 47 especies particulares de este forófito, como son *Heterodermia corallophora* (Taylor) Skorepa, *Hypotrachyna densirhizinata* (Kurok.) Hale y varias especies de *Astrothelium*, que también se destacan por ser especies raras con un solo registro.

Estratificación vertical de las especies forófitas

En contraste, en los robles se observa mayor dominancia en la base ($D'=0,07$) y menor en el dosel externo ($D'=0,02$). La equidad presenta el mismo comportamiento, donde el dosel externo es el estrato con los registros más altos. Lo anterior revela un patrón significativo de la riqueza en los estratos verticales ($r_s = 0,70$, $p = 0,01$), que aumenta a medida que se asciende verticalmente.

Mientras en el pino no se observa un patrón en la estratificación vertical (Tabla 2).

Tabla 2. Índices de riqueza y diversidad en los estratos verticales de las especies hospedadas (se presenta la riqueza como el número de especies, la dominancia calculada mediante el índice de Simpson y la equidad mediante el índice de Shannon-Wiener).

Especies		Base	Tronco	Dosel Interno	Dosel Medio	Dosel Externo	r_s	p
<i>Pinus patula</i>	Riqueza	50	46	53	52	39	-0,25	0,27
	Simpson	0.03	0.04	0.03	0.04	0.05		
	Shannon- Wiener	3.67	3.53	3.72	3.67	3.34		

	Riqueza	28	33	41	34	70	0,70	0,01
<i>Quercus humboldtii</i>	Simpson	0.07	0.05	0.04	0.05	0.02		
	Shannon- Wiener	2.96	3.20	3.45	3.27	3.98		

La composición a lo largo de los estratos verticales de *P. patula* adquiere una configuración en la cual el tronco y el dosel interno presentan la mayor cantidad de taxones compartidos (Fig. 1), mientras la base comprende un grupo aislado ($I_J=0,28$). En el caso de *Q. humboldtii*, se observa una menor similitud entre estratos, con valores del índice de Jaccard (I_J) inferiores a 0,40 (Figura 3). Se reconocen dos agrupaciones, la primera formada por la base y el tronco ($I_J= 0,36$), y la segunda por los estratos superiores (0,32), donde el dosel externo se presenta como grupo aislado con el menor número de taxones compartidos.

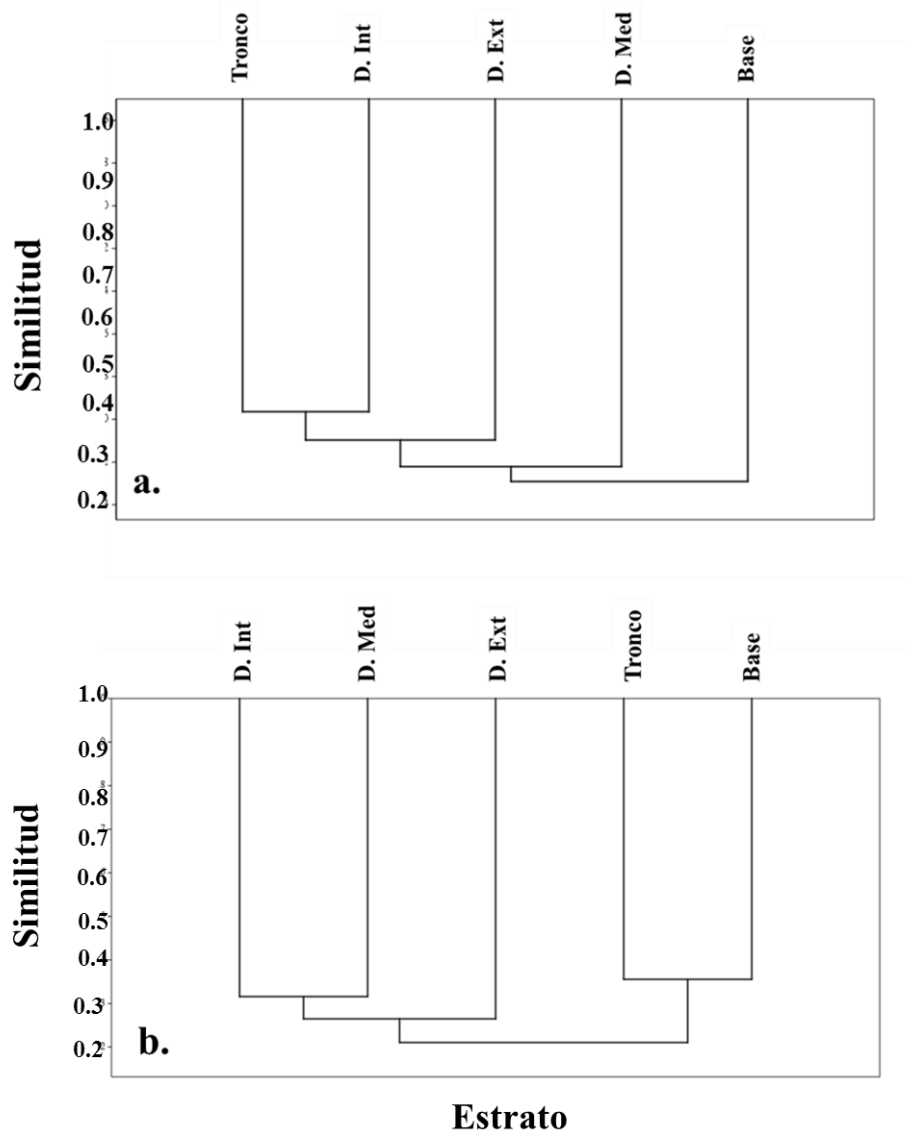


Figura 3. Clúster de similitud de la composición de los estratos verticales de a) *Pinus patula* y b) *Quercus humboldtii* (basado en el índice de Jaccard).

Caracterización fisicoquímica y microambiental de los forófitos

Respecto a la rugosidad se encontró una mayor heterogeneidad en los registros obtenidos sobre las cortezas de *P. patula* que en *Q. humboldtii* (Fig. 4a) y se observan diferencias significativas entre los hospederos (Kruskal-Wallis, $p= 0,006$) que indican que los pinos (media = 12,58) son más rugosos que los robles (media = 10,60). Respecto al pH los robles se consideran significativamente más ácidos que los pinos (Kruskal-Wallis, $p= 0,000$). Aunque, la luminosidad

es más heterogénea en pinos que en robles (Fig. 4c), no presenta diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p=0,279$). por su parte, la humedad no registra diferencias significativas entre las especies forófitas (Kruskal-Wallis, $p=0,279$).

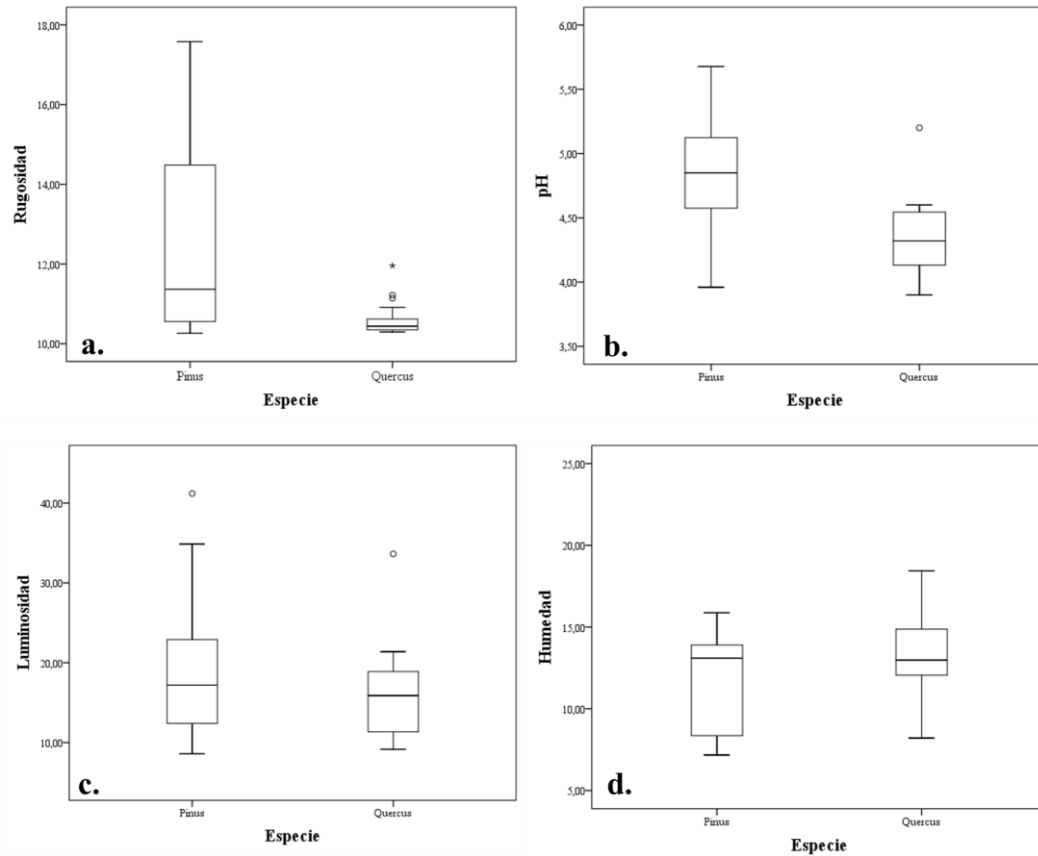


Figura 4. Diagramas de caja para los factores fisicoquímicos (a. rugosidad; b. pH) y microambientales, (c. Luminosidad; d. Humedad) mostrando la variabilidad en las especies forófitas.

Los estratos verticales del pino presentan un patrón significativo en la rugosidad que desciende a menor altura (Fig. 5a). Se reconocen dos agrupaciones que separan la base y el tronco de los estratos del dosel (Anexo 2). Para los robles, aunque se observan valores heterogéneos en la rugosidad de los estratos inferiores (base y tronco), no se registran diferencias significativas en el gradiente vertical (Kruskal-Wallis, $p=0,704$). En términos del pH, tampoco hay diferencias significativas para ninguna de las dos especies.

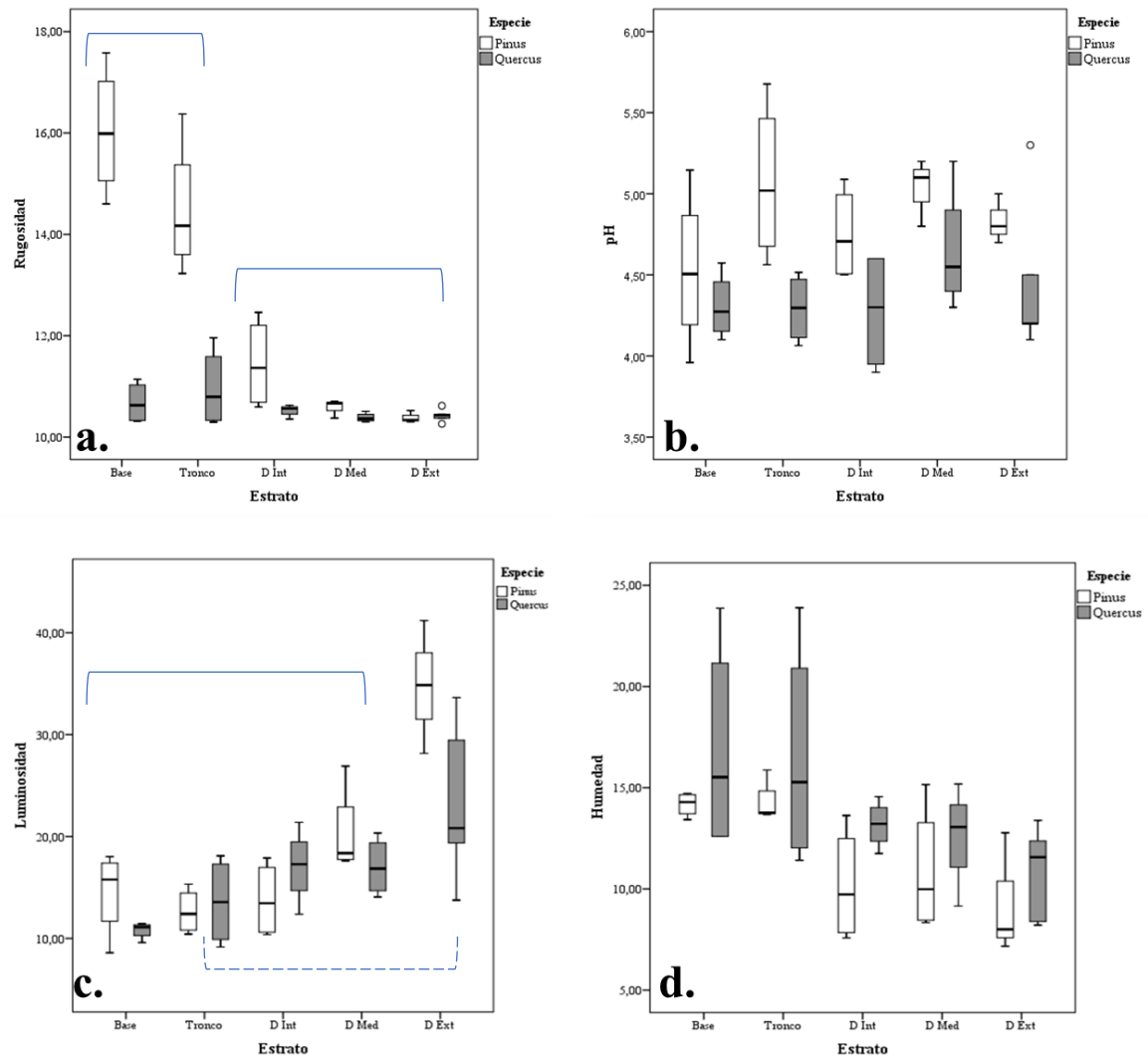


Figura 5 Diagramas de caja para los factores microambientales en las especies forófitas, mostrando la variabilidad por estratos verticales (los corchetes en línea continua representan las agrupaciones para *Pinus patula*, mientras las líneas punteadas representan las agrupaciones para *Quercus humboldtii*)

La luminosidad registra valores heterogéneos en los estratos verticales tanto de pinos como de robles y en ambas especies se observan patrones significativos (Kruskal-Wallis, $p \leq 0,05$), donde este parámetro aumenta con el ascenso vertical (Fig. 3c). Para los pinos, se registran las diferencias más marcadas entre el dosel externo y los demás estratos (Anexo 2), mientras que en los robles las diferencias más marcadas se registran entre la base y el dosel externo (Anexo 3).

Los valores de humedad no presentan diferencias significativas en los estratos verticales de las especies forófitas (Kruskal-Wallis, $p \geq 0,05$). Sin embargo, tanto para pinos como para robles los valores se presentan en dos grupos, que separan los estratos inferiores (base y tronco) del dosel (Fig. 3d).

Distribución espacial de las comunidades liquénicas

Al integrar todas las variables, la ordenación de las muestras, resultó en dos agrupaciones diferentes y visiblemente separadas por el eje (y). Se observa que la especie forófito influye fuertemente la distribución de las comunidades liquénicas y presenta una relación negativa con la riqueza, la rugosidad y el pH de los forófitos, indicando que estos parámetros cambian son distintos para las especies hospedadas (Figura 6). Se observa que la humedad es el parámetro menos influyente en la distribución de las comunidades liquénicas, al presentarse de manera perpendicular en el diagrama.

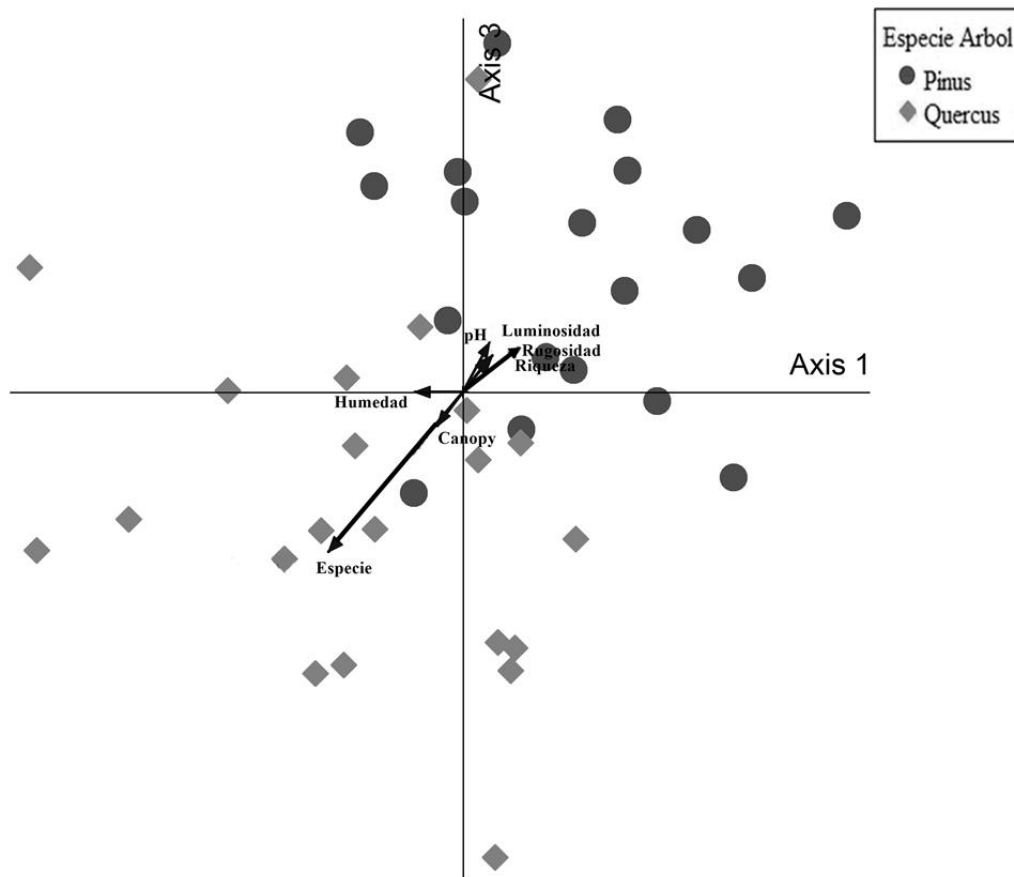


Figura 6 Diagrama de ordenación para la composición de los espacios muestreados en las dos especies de forófitas.

DISCUSIÓN

Impacto de las plantaciones de pino en el bosque de roble

Los resultados de esta investigación ponen en evidencia el impacto sobre la composición y distribución de la flora líquénica que ocurre al remplazar el bosque nativo de *Quercus humboldtii* por plantaciones de *Pinus patula*. De lo anterior se observa que, aunque los índices de diversidad alfa en ambas especies son similares (Tabla 1), su composición varía notablemente con el cambio de forófito (Índice de Jaccard; $I_J = 0,38$). El impacto también se percibe, en la gran cantidad de especies particulares que presenta cada forófito (50 especies particulares del pino y 47 especies particulares del roble). Además, en el robledal se encontraron especies de las familias

Trypetheliaceae y Lobariaceae que son indicadoras de bosques bien conservados (Cáceres *et al.*, 2007; Ramírez-Morán *et al.*, 2016; Rivas Plata *et al.*, 2007; Soto *et al.*, 2012), mientras en la plantación de pino, son reemplazadas por especies de Parmeliaceae y Graphidaceae (Mossmann, *et al.* 2012) (Anexo 1).

Estas modificaciones en la diversidad y estructura de las comunidades liquénicas, parecen ser un patrón común al comparar bosques nativos con plantaciones forestales, donde se han encontrados cambios en la riqueza, abundancia y composición de los líquenes, como respuestas frecuentes a la intervención (Bäcklund, *et al.* 2016; Calviño-Cancela, *et al.* 2013; Estrabou, 2007; Nascimbene, *et al.* 2013). Por ejemplo, Ardila, *et al.* (2014), reconocen un impacto sustancial en la riqueza y la estructura de las especies de la familia Graphidaceae, que cambian al contrastar un roble característico de los bosques altoandinos colombianos, con una plantación de *Eucalyptus globulus*. Los mismos autores encontraron, la homogenización de la riqueza entre los árboles de eucalipto evaluados, lo que coincide con nuestros resultados en pino, donde, *Graphis cognata*, Müll., *Graphis elegans* (Borrer ex Sm.) Ach. y *Graphis ovata* (Fée) A. Massal son especies frecuentes.

De manera similar Käffer, *et al.* (2009) detectan cambios en la composición liquénica de los bosques nativos de araucaria en Rio Grande do Sul, comparándolos con plantaciones de pino y eucalipto. El cambio más visible, es en términos de la dominancia de especies umbrófilas, que se presentan recurrentemente en los bosques nativos de araucaria, mientras en las plantaciones dominan los líquenes heliófilos. En nuestros resultados, se identificaron cianolíquenes de los géneros *Coccocarpia*, *Erioderma*, *Leptogium* y *Sticta*, considerados como especies umbrófilas. Estos organismos fueron más frecuentes en los robles que en los pinos, donde se encontraron con mayor frecuencia especies heliófilas de los géneros *Parmotrema*, *Hypotrachyna* y *Usnea*.

Con lo anterior, se percibe no solamente un cambio en las especies asociadas a cada forófito, sino también en los grupos funcionales característicos de los líquenes (Koch, *et al.* 2013; Lakatos, *et al.* 2006; Llop *et al.*, 2012; Stofer *et al.*, 2006), lo que a su vez se relaciona con la variedad de microclimas que pueden encontrarse en los árboles de ROGITAMA, donde características como la rugosidad, la luminosidad y la acidez de las cortezas, no solo varían entre las especies, sino que se modifican en cada estrato vertical (Fig. 2; Fig. 3). Con esto, se esperaría que los rodales de pino presentaran condiciones más hostiles para el crecimiento de cianolíquenes, por presentar cortezas ácidas, sitios con amplia incidencia de luz y un régimen homogéneo de humedad (Bäcklund *et al.*, 2016; Calviño-Cancela *et al.*, 2013; Käffer *et al.*, 2009). En contraste, las condiciones evidenciadas y la presencia exclusiva de *Erioderma sorediatum* sobre el pino, implican que en ocasiones este forófito pueda considerarse como facilitador para el desarrollo de especies umbrófilas (Ellis, 2012; Giordani, *et al.* 2012; Stofer, *et al.* 2006).

A pesar de los cambios en la composición y estructura de la vegetación, que se producen con el establecimiento de las plantaciones, es importante evaluar la dominancia que ejercen las especies resilientes al disturbio. En lo referente a los líquenes, en nuestra investigación se registran varias especies de la familia Parmeliaceae, como, *Hypotrachyna costaricensis* (Nyl), *Hypotrachyna osorioi* (Hale) Hale, *Parmotrema arnoldii* (Du Rietz) Hale y *Parmotrema simulans* (Hale) Hale que son frecuentes en pinos y robles. Esto concuerda con algunos estudios que sugieren que varias especies de la familia Parmeliaceae son tolerantes a la desecación, acidificación de sustratos e incluso a la presencia de material particulado (Hauck & Javkhlan, 2009; Käffer *et al.*, 2009; Llop *et al.*, 2012; Simijaca *et al.*, 2014). Esta familia también es dominante sobre varios forófitos en los bosques del Chaco argentino, donde crecen con exuberancia (Estrabou, 2007). Por su parte los bosques altoandinos colombianos, también son referentes en la diversidad de Parmeliaceae, donde se registran como una de las familias de mayor riqueza, junto con Lobariaceae y Physciaceae (Aguirre-C, 2008; Ramírez-Morán *et al.*, 2016; Simijaca, 2011; J. Wolf, 1993c).

En el caso de los taxones exclusivos, se destaca la presencia de la familia Trypetheliaceae y el género *Astrothelium* (4 especies), como taxón particular de los robles de este estudio. En contraste, con las formas lireladas, características de la familia Graphidaceae, que abundan en los pinos (Anexo 1). Al respecto, se han delimitado algunos biotipos que reflejan el estado de conservación o intervención de los bosques (Koch Mossmann *et al.*, 2013; Mercado-Díaz, *et al* 2015; Ramírez-Morán *et al.*, 2016), donde morfotipos telotremoides y con peritecios, representan los bosques bien conservados, mientras algunas formas lireladas de la familia Graphidaceae, concuerdan con el biotipo de bosques intervenidos (Rivas Plata, *et al.* 2007). De manera similar, el género *Sticta*, es más diverso en robles que en pinos y puede relacionarse con los biotipos descritos por Ramírez-Morán *et al* (2016), para este tipo de bosques.

Con estas diferencias, los líquenes anteriormente mencionados pueden ser utilizados como indicadores de continuidad ecológica (Rivas Plata, *et al.* 2007), donde *Anzia*, *Astrothelium*, *Leptogium* y *Sticta*, se sugieren como habitantes de los robledales (y se sugieren como biotipos de los bosques bien conservados), mientras, *Cladonia*, *Herpothallon* *Hypotrachyna* y *Parmotrema* son característicos de la plantación de pino (y se sugieren como biotipos de los bosques intervenidos). Lo anterior concuerda con algunos registros de Ramírez-Morán *et al* (2016) y Pulido & Ramos, (2016), que incluyen tanto características morfológicas como fisiológicas de los líquenes en la delimitación de los biotipos.

De otro lado, las modificaciones en los patrones de diversidad como consecuencia de la intervención humana, no son manifestaciones exclusivas de los líquenes; puesto que la flora vascular del sotobosque y del dosel también experimentan cambios considerables con la transformación del bosque nativo (Alzate *et al.*, 2001; Braun *et al.*, 2017; Marin-Corba & Betancur, 1997) . Del mismo modo, la reducción de hábitat y alimento, producto de la

homogenización de recursos en las plantaciones, afecta especies de aves (Barlow *et al.*, 2007; Calviño-Cancela, 2013; Sáenz-Jiménez, 2010) , mamíferos (Otalora, 2003; Ramírez & Pérez, 2007; Sáenz-Jiménez, 2010) y artrópodos (Gasca & Higuera, 2008; Parada, 2015; Vanegas *et al.*, 2012). Por ejemplo, *Macroagelaius subalaris* Boissonneau, *Chorostilbon poortmani* Bourcier y *C. prunellei* son aves con distribución restringida a los robledales del Corredor Guantiva- La Rusia-Iguaque, (del cual hace parte ROGITAMA) que se ven afectadas por la explotación de madera en departamentos como Boyacá y Santander, trayendo como consecuencia la reducción en sus poblaciones, con la transición de bosques nativos a plantaciones forestales (Avella & Cardenas, 2010; Sáenz-Jiménez, 2010).

Pese a que los impactos del establecimiento de plantaciones son visibles en varios organismos, se ha demostrado el éxito de los líquenes como indicadores en diversos aspectos ambientales, como: la calidad del aire (Llop, *et al.* 2012; Rubiano & Chaparro, 2006; Simijaca, *et al.* 2014), el cambio climático (Käffer, *et al.* 2010; Li *et al.*, 2016; Stofer *et al.*, 2006) y la salud de los bosques (Dingová Košuthová & Šibík, 2013; Nascimbene *et al.*, 2013; Song, *et al.* 2012). Por ende, nuestros resultados proponen a los líquenes como buenos indicadores para la determinación del impacto causado por el remplazo del bosque nativo, teniendo en cuenta que existen metodologías estandarizadas para su recolección, evaluación e interpretación, que coinciden en sugerir el estudio de las características fisicoquímicas y microambientales de los forófitos (Ardila *et al.*, 2014; Cáceres, *et al.* 2007; Gradstein *et al.*, 1996; Gradstein, *et al.* 2003; Ramírez-Morán, *et al.* 2016; Soto, *et al.* 2012)

Patrones de estratificación vertical

En ROGITAMA, se observa un patrón de estratificación vertical de la riqueza de líquenes, que es claro en los robles, pero confuso en los pinos (Tabla 2). En *Q. humboldtii*, la riqueza aumenta con

el ascenso hacia el dosel de los forófitos, mientras los valores de dominancia son más altos hacia la base. Lo anterior coincide con el patrón de estratificación vertical observado en varios bosques de los andes, que presentan fustes con DAP superior a 30cm (Kelly et al., 2004; Komposch & Hafellner, 2000; J. Wolf, 1993c) y como se espera, contrasta con el patrón de estratificación de los briofitos, cuya riqueza se manifiesta en los estratos inferiores de los árboles (Gil & Morales-Puentes, 2014; Holz, 2003).

De igual manera, la composición líquénica en ROGITAMA, es un aspecto que varía en los estratos verticales tanto de pinos como de robles, donde se observan floras disimiles (Fig. 1). En este sentido, varios estudios muestran especies que adoptan un rol generalista y ocupan más de un estrato, mientras que otras son exclusivas de los niveles superiores o inferiores de los forófitos (Cornelissen & Ter Steege, 1989; Komposch & Hafellner, 2000). En Colombia, estos cambios en la composición de líquenes se documentan en los trabajos de (Wolf 1993) y Simijaca (2011) quienes observan algunas especies y comunidades características de los estratos verticales.

En el caso de ROGITAMA se presenta a *Hypotrachyna sanjosensis* Elix, T.H. Nash y Sipman y *Parmotrema indicum* Hale, como taxones específicos del dosel de los pinos, lo que concuerda con los registros de Mc Cune, *et al.* (2000) en bosques de coníferas de Washington, donde las especies de la familia Parmeliaceae se restringen al dosel de los árboles. Por su parte, los robles muestran como especies exclusivas de los estratos inferiores a *Anzia leucobatooides* (Nyl.) Zahlbr., *Everniastrum vexans* (Zahlbr. Ex W.L. Culb. & C.F. Culb) y *Leptogium diaphanum* (Sw.) Mont., que difieren con los registros de Simijaca (2011) y (Wolf, 1993a), puesto que dichos autores encuentran estos organismos como parte de las comunidades del dosel.

Las variaciones en la distribución vertical de los líquenes en ROGITAMA, pueden estar relacionadas con los parámetros ambientales de cada estrato vertical. Por ejemplo, en el caso de

la luminosidad se registran diferencias significativas en los estratos verticales de cada especie forófito (Kruskal-Wallis, $p \leq 0,05$; Anexo 2; Anexo 3) y se observa que la luz incidente aumenta desde la base hacia el dosel externo (Fig. 3c). En otros estudios, se registran variaciones en la luz incidente en los forófitos, tanto en el bosque nativo como en las plantaciones de coníferas (L. Gustafsson & Eriksson, 1995; Marmor, *et al.* 2012; J. Wolf, 1993a). Pese a que en las plantaciones se suelen dejar espacios entre plantas, que favorecen el crecimiento posterior de los fustes y con esto se homogenizan las condiciones climáticas locales (Käffer *et al.* 2009; Ospina *et al.* 2011).

La luminosidad ha sido considerada un factor limitante en la distribución de los líquenes epífitos y con los cambios en la altura o la posición de los árboles en el bosque, se observan respuestas que incluyen el cambio en la frecuencia de biotipos y la sucesión de algunas especies (Cáceres, *et al.* 2007; Lücking, 1999; Mc Cune *et al.*, 1997; Soto, *et al.* 2012; Wolf, 1993b). De otro lado, se reconocen respuestas fisiológicas relacionadas con el contenido de clorofila (Gauslaa & Solhaug, 2000; Pulido & Ramos, 2016). En nuestro estudio, es común observar respuestas en términos de la composición, que implican la permanencia de las especies umbrófilas en los estratos inferiores y la dominancia de especies heliófilas en los estratos superiores. Pese a esto, la distribución de los biotipos en la reserva ROGITAMA es similar a la propuesta por Fanning, *et al.* (2007), donde las formas foliosas se presentan en todos los estratos verticales.

La disponibilidad de luz en los estratos verticales puede estar relacionada con factores puntuales del forófito, como su altura o arquitectura (Bäcklund, *et al.* 2016; Granados, *et al.* 2003; Palmqvist & Sundberg, 2000; Zotz & Vollrath, 2003) o con factores locales relacionados con la vegetación acompañante y la distribución de los árboles en una plantación (Calviño-Cancela *et al.*, 2013; Käffer *et al.*, 2009, 2010). Lo anterior tiene especial incidencia en la presencia de especies tolerantes a la luz, que para el presente estudio corresponden con *C. ceratophylla*, *H. rubrocinctum*, *H. costaricensis*, *H. osorioi*, *P. arnoldii* y *P. simulans*.

De manera similar, se sugiere que la rugosidad ejerce un efecto importante en el establecimiento de los líquenes (Fig. 4). y su influencia es más notoria en el pino, que se hace más liso con el ascenso vertical (Fig. 3a; Anexo 2). Esta pérdida de rugosidad se relaciona con la descamación de la corteza, que a su vez implica una menor cantidad de especies en el dosel externo de los pinos (Tabla 2). En sintonía con lo anterior, Ardila *et al* (2014) señalan que la descamación de la corteza actúa como efecto filtro para especies pioneras, que incrementan sus valores de abundancia en sustratos que son hostiles para otras especies. Del mismo modo Cáceres *et al* (2007) encuentran una correlación negativa de la descamación con la riqueza de líquenes, pero mencionan que dicha descamación no tiene efectos en la cobertura de los talos.

El efecto de la rugosidad puede variar según el tipo de bosque o la zona de vida en donde sea evaluada, pues en los bosques secos tropicales por debajo de 2000 m de altitud, se registra una correlación negativa entre la riqueza y la rugosidad (Cornelissen & Ter Steege, 1989; Komposch & Hafellner, 2000; Rosabal *et al.*, 2013), mientras que en bosques altoandinos, las cortezas rugosas pueden favorecer el crecimiento de especies de líquenes, briofitos y epífitas vasculares (Alzate *et al.*, 2001; Gil & Morales-Puentes, 2014; Kapelle, 2006; Marin-Corba & Betancur, 1997; Simijaca, 2011; J. Wolf, 1993b).

La respuesta de estratificación vertical, ha sido documentada en varios organismos, encontrando diferencias significativas en la distribución de Artrópodos (Gasca & Higuera, 2008; Vanegas, *et al* 2012), anfibios (García-González, *et al.* 2014) epífitas vasculares (Benavides, 2010; Sugden & Robins, 1979; Zotz & Vollrath, 2002) y briofitos (Cornelissen & Ter Steege, 1989; Gil & Morales-Puentes, 2014; Ruiz-A & Aguirre-C., 2004), aspectos que también son útiles en la determinación del estado de conservación de los bosques (Nascimbene, *et al.* 2013; Ramírez-Morán, *et al.* 2016) y en el manejo de los mismos (Brockhoff, *et al.* 2013; Padmawathe, *et al.*

2004; Rist *et al.* 2012; Saha & Sundriyal, 2012; Toledo-Aceves, *et al.* 2013; Ulyshen, 2011; Wolf & Konings, 2001).

Estos resultados recalcan la importancia de realizar exploraciones en el dosel del bosque, ya que organismos como los líquenes pueden presentar 30% a 50% de del total de especies asociadas a los estratos superiores del bosque (Kelly *et al.*, 2004) y además, estos ejercicios permiten la evaluación de un panorama más amplio de las condiciones ofrecidas por los forófitos y de las repuestas de los organismos a las variaciones en las condiciones ambientales (Gradstein *et al.*, 1996; 2003; Lowman, *et al.* 1993).

Cabe destacar que este es el primer estudio en estratificación vertical que explica el comportamiento de la riqueza y composición de los líquenes, evaluando particularmente dos especies de forófitos en un bosque altoandino colombiano. Pues, si bien, el anterior patrón de estratificación coincide con varios modelos estructurados para los bosques tropicales (Cornelissen & Ter Steege, 1989; Holz, 2003; Komposch & Hafellner, 2000), estos trabajos se han desarrollado en bosques secos tropicales en franjas altitudinales inferiores a los 2000 m. Así mismo, pese a que los trabajos del proyecto ECOANDES, incluyen el registro de bosques altoandinos (Van Reenen, & Gradstein, 1983; Sipman 1984,1989,1998; Wolf 2003), los productos que mencionan a los líquenes no individualizan las especies de forófitos. Por otra parte, en el corredor Guantiva-La Rusia Iguaque, se conoce el trabajo de Simijaca (2011), quien caracteriza la flora del dosel, pero no incluye el registro de parámetros ambientales. Ejercicio que a la luz de nuestros resultados es importante para determinar el comportamiento de la flora líquénica ante eventos de disturbio.

Diversidad líquénica en ROGITAMA

En términos generales los bosques de pino y roble de la reserva ROGITAMA resguardan 164 especies de líquenes, dentro de las que son frecuentes varios taxones de los géneros *Graphis*, *Heterodermia*, *Hypotrachyna* y *Parmotrema*. Estos géneros han sido frecuentemente registrados sobre roble (Wolf, 1993; Sipman 2006; Simijaca, 2011; Ardila *et al* 2014) y para ROGITAMA se reconoce una mayor riqueza de los géneros *Parmotrema* e *Hypotrachyna*. Específicamente para roble, se describen 107 especies de líquenes y se sugiere especial atención a dos morfotipos del género *Astrotelium*, identificados como *A. aff. amylosporum* y *A. aff. flavoduplex*, que se proponen como dos nuevas especies para la ciencia (Anexo 1). Del mismo modo, los ejemplares identificados como *Herpothallon aff. rubrocinctum*, hacen parte de un morfotipo que se sugiere como nueva especie para este taxón (Anexo 1). Además, se registran algunos talos de *Hypotrachyna subpustulifera* Elix sobre el dosel externo de los robles, que corresponden un nuevo registro para Colombia (Bernal, *et al.* 2015).

Los hallazgos anteriormente expuestos, pueden ser comparados con otros estudios que examinan la diversidad de los líquenes epífitos en los bosques tropicales. Por ejemplo, el registro de 33 líquenes para los bosques de tierras bajas de Georgetown en Guyana, hecho por Cornelissen & Ter Steege, (1989). El reconocimiento de 250 especies en un bosque de tierras bajas en Venezuela, asociados al río Surumoni (Komposch & Hafellner, 2000). La identificación de 150 especies en una reserva natural del estado de Alagoas al noreste de Brasil, (Cáceres *et al.* 2007) o las 53 especies de líquenes asociadas a cinco especies forófitas en Santiago de Cuba (Rosabal, *et al.* 2013). En el caso colombiano, se destaca el registro de 69 especies en un bosque de Cali a menos de 2000 m altitudinales (Soto, *et al.* 2012) y el registro de 215 especies en varios municipios del caribe colombiano (Rincón-Espitia, *et al.* 2011), donde cabe destacar que 115 especies son nuevos registros para Colombia. Finalmente para bosques altoandinos colombianos se destacan entre 35 y 50 especies en las formaciones vegetales evaluadas por Wolf (1993a), 47 especies de Graphidaceae, sobre eucaliptos y robles, identificadas por Ardila *et al.* (2014) y 54 especies para

un bosque de *Weinmannia tomentosa* L.F. en el Municipio de Guasca (Ramírez-Morán, *et al.* 2016).

Lineamientos para el manejo de bosques

Se destaca el alto valor de diversidad líquénica en los bosques naturales de la reserva ROGITAMA y el potencial como hospedero de líquenes que representa *Quercus humboldtii*, que para nuestro estudio alberga en promedio 52 especies por árbol, y coincide con los valores registrados para otras localidades, que fluctúan entre 30 y 76 taxones (Ardila *et al.*, 2014; Simijaca, 2011; Sipman, 2006). Así mismo, se reconoce el rol de *Q. humboldtii* como especie sombrilla en el corredor Guantiva-La Rusia-Iguaque, donde representa el hábitat preferido por varios artrópodos, como las arañas de las familias Theridiidae y Salticidae (Vanegas *et al.*, 2012), o los mantidos *P. iguaquensis*, frecuentes en ROGITAMA y que precisamente utilizan a los líquenes como superficie de mimetismo (Parada, 2015).

Del mismo modo, para el corredor de robles y específicamente para ROGITAMA, se han realizado avistamientos de aves que se reconocen en peligro de extinción, como *M. subalaris*, (en peligro; EN) y *C. prunellei* (Vulnerable; VU), que son localmente comunes en ROGITAMA, pero se reconoce bajo categorías de amenaza, (Renjifo, *et al.* 2002). Ante este registro, es importante hacer uso de la multidisciplinariedad y evaluar estos hallazgos desde la perspectiva de los líquenes, puesto que se han observado algunos organismos que utilizan la flora criptógama para la construcción de sus nidos o como alimento (Chatellenaz & Ferraro, 2000) y el estudio de la relación ave-líquén en el corredor, fortalecería las estrategias de manejo y protección en el área de influencia de Guantiva-La Rusia-Iguaque.

A pesar del valor de conservación que puede atribuirse a los robles y a los líquenes epífitos de esta formación vegetal, históricamente, los robledales han sido objeto de fuertes presiones, debido a su aprovechamiento en los departamentos de Boyacá, Cundinamarca y Santander, donde son utilizados para la fabricación de muebles, postes, herramientas y como fuente de energía para la preparación de alimentos, incluso en el área de influencia del corredor de conservación Guantiva-La Rusia-Iguaque (Ariza Cortés *et al.*, 2010). Estas presiones han llevado que se formulen diferentes estrategias que van desde la restricción en su uso, transporte comercialización decretada por el INDERENA en 1974 (MAVDT, 2006), hasta la ampliación de las áreas protegidas, o la búsqueda del uso del recurso maderable de forma sostenible (Avella & Cardenas, 2010). Incluso bajo la ordenanza No. 008 del 5 de junio de 2008, se decretó al roble como la especie insignia del departamento de Boyacá y se incorporó en el diseño de su bandera, pretendiendo que se desarrollara sentido de pertenencia por este elemento tan conspicuo en el área rural del departamento.

Pese a los múltiples esfuerzos por rescatar la importancia de los robledales y de las especies asociadas a esta formación vegetal (Avella & Cardenas, 2010), no solo el aprovechamiento local va en contravía de los procesos de conservación. Sino también algunas prácticas administrativas que menguan los impactos positivos de las anteriores iniciativas. Tal es el caso de los levantamientos de veda, que se ofician para dar paso a proyectos de infraestructura (Res. 1673 de 2014; Res 405 de 2016) y las estrategias de rescate y trasplante que se plantean en consecuencia a estas resoluciones. Pues, si bien se solicita un estudio previo de la flora asociada a los forófitos, este no se hace con el nivel de detalle necesario, que permita establecer los requerimientos óptimos para el desarrollo de una restauración o una compensación por pérdida de biodiversidad (Resolución 2183 del 23 de diciembre de 2016). Parámetros que en nuestro estudio permiten la discriminación y distribución de las comunidades de líquenes (Fig. 4) y que serán útiles en el momento de formular los traslados o rescates para flora no vascular (Brodo, 1961; Gustafsson, *et al.* 2013; Hazell & Gustafsson, 1999).

Finalmente, se sugiere vincular los rodales de pino en el fortalecimiento de la estrategia ecoturística de la reserva ROGITAMA. Teniendo en cuenta que dichos rodales no tienen fines de explotación maderable, sino que hacen parte de un experimento de restauración (Chavarro, 2005). Experimento que a la luz de nuestros resultados es exitoso, si se observa que los pinos de ROGITAMA presentan una variabilidad en sus microclimas, que permite el establecimiento de algunos elementos de la flora líquénica alto andina y algunos cianolíquenes. Una de las estrategias sugeridas y que es vinculante con los líquenes, está ejemplificada en el turismo con lupa, que permite el descubrimiento, acercamiento y la generación de sentido de pertenencia con la flora criptogámica (Rozzi *et al.*, 2006).

CONCLUSIONES

Este es el primer estudio en estratificación vertical en Colombia que permite explicar el comportamiento de la riqueza y composición de las comunidades líquénicas en especies foráneas como *Pinus patula* versus especies nativas como *Quercus humboldtii*. Los resultados demuestran la influencia de los parámetros microambientales en la distribución vertical de los líquenes epífitos y la importancia de estos registros en la toma de decisiones respecto al rescate, traslado y trasplante de líquenes.

Con este estudio se reconoce la reducción en la frecuencia y diversidad de las especies umbrófilas, la considerable cantidad de especies particulares de cada forófito y la prevalencia de especies tolerantes al disturbio tales como: *Cladonia ceratophylla*, *Herpothallon rubrocinctum*, *Hypotrachyna costaricensis*, *H. osorioi*, *Parmotrema arnoldii* y *P. mellissii*; como los principales impactos observados que son efecto del establecimiento de plantaciones de *Pinus patula* en los bosques de roble de la reserva ROGITAMA .

El porte del bosque nativo de *Quercus humboldtii* en la reserva ROGITAMA, es el resultado del experimento de restauración que se ha llevado en combinación con la siembra de *Pinus patula*. Este mosaico de vegetación, sirve como resguardo de especies umbrófilas y heliófilas, pero da cuenta de espacios que mantienen algún grado de intervención. Sin embargo, la presencia de taxones de los géneros *Astrothelium*, *Leptogium* y *Sticta*, muestran un avance en la sucesión vegetal, que permite la observación de estrategias de vida características de los bosques nativos. lo anterior sugiere que buenas prácticas de manejo de las plantaciones o el mantenimiento de remanentes sin tala y entresaca de las mismas, conservan algunas condiciones de los bosques nativos.

Es posible observar variaciones en la estratificación vertical de las especies líquénicas asociadas a pinos y robles, lo que probablemente esté relacionado con los cambios en la luminosidad de los estratos verticales. En *pinus patula* los cambios más evidentes se dan en términos de la composición líquénica, donde las especies umbrófilas y los cianolíquenes como *Erioderma solediatum* se asocian a la base de los árboles, mientras en el dosel son frecuentes especies heliófilas de la familia Parmeliaceae. Para *Quercus humboldtii*, también se observan cambios composicionales, pero además se reconoce un patrón significativo en la riqueza, que es más alta en los estratos superiores de los forófitos y más baja hacia la base. Este patrón obedece probablemente al gradiente de luminosidad en los estratos verticales, que asume el mismo comportamiento de la riqueza.

Se destaca la función que cumple la reserva ROGITAMA como resguardo de diversidad en el corredor ecológico Guantiva- La Rusia-Iguaque y el rol como especies sombrilla que asumen los robles allí presentes, que no sólo son importantes para el establecimiento de aves como *Macroagelaius subalaris* y *Coeligena prunellei*, sino que, particularmente para el caso de los

líquenes permiten el desarrollo de 164 especies epífitas (10% de las especies registradas para Colombia), dentro de las que se destacan *Astrothelium* aff. *amilosporum*, *Astrothelium* aff. *flavoduplex* y *Herpothallon* aff. *rubrocinctum* como nuevas especies para la ciencia, además de la presencia de *Hypotrachyna subpustulifera* como nuevo registro para Colombia.

Los procesos de restauración y las plantaciones forestales que contengan a *Pinus patula* pueden albergar una considerable diversidad de líquenes epífitos en sus superficies, sin embargo, es importante señalar que la diversidad de estos organismos, puede estar sujeta a las técnicas, estrategias de manejo y fines que se tengan para las plantaciones. Con lo cual, se sugieren estudios posteriores que relacionen la flora liquénica de *P. patula*, con aspectos como la edad de los árboles y las técnicas de manejo de los fustes, que pueden estar acompañados de experimentos de trasplante que permitan determinar la afinidad de determinadas especies de líquenes por este tipo de sustratos.

RECOMENDACIONES

A la luz de la gran diversidad de líquenes encontrados en la reserva Rogitama, con la evaluación de solo dos especies forófitas, se propone ampliar el estudio a otros sustratos, como rocas, suelo y otras especies hospederas que permitan tener un panorama más amplio de la diversidad de esta reserva de la sociedad civil.

Se sugiere además la vinculación de los líquenes a la estrategia ecoturística de la reserva ROGITAMA, mediante estrategias como el “turismo con lupa”, que permitan hacer más visible a la flora criptógama y despertar la curiosidad y el sentido de pertenencia de los visitantes de la

reserva, por este elemento que cumple importantes funciones ecológicas en los bosques altoandinos.

Dada la amplitud del corredor de conservación de robles Guantiva- La Rusia- Iguaque y su importancia en la conservación de la biodiversidad, es importante desarrollar este tipo de estudios en localidades como el Santuario de Flora y Fauna de Iguaque, el SFF Guanentá-Alto Rio Fonce, La reserva forestal Cachalú y los robledales adscritos a municipios como Gachantivá y Villa de Leyva entre otros, que permitan destacar aún más el papel del roble como especie sombrilla y propicien el encuentro de nuevas especies como en el caso de Rogitama.

Con los resultados de esta investigación, que muestran variaciones en los parámetros ambientales, dentro de los estratos verticales de los forófitos. Se espera que el estudio de la distribución vertical y la vinculación de variables como luminosidad y rugosidad, sean incluidos en estudios de impacto ambiental con miras en la obtención de permisos de levantamiento de veda. Con lo cual se obtendría una visión más clara de la biología de los líquenes asociados a las especies forófitas, para la toma posterior de decisiones en cuanto a su compensación.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Roberto Chavarro Chavarro y su familia, propietarios de la Reserva ROGITAMA BIODIVERSIDAD, por permitir el acceso a sus instalaciones y facilitar el apoyo logístico para el desarrollo de la investigación. Al Herbario de la UPTC de Tunja por facilitar los equipos para el ascenso a dosel. A Fabio Simijaca y Fabián Simijaca por su acompañamiento en campo. A los biólogos Oscar Ruiz Rincón y Alejandra Palacios Rueda, por su apoyo en la recolección y curaduría del material vegetal. Al personal del herbario UDBC de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas por facilitar sus instalaciones para la determinación del material vegetal y los investigadores del Grupo Colombiano de Lichenología (GCOL) por su asesoría en

la determinación de diferentes grupos. Al Dr. Harrie Sipman del BGBM por su asesoría en la determinación del género *Hypotrachyna*, al biólogo David Díaz Escandón por su asesoría en la determinación del género *Heterodermia*. A la Dra. Angela Parrado por sus aportes en la elaboración del documento.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre-C, J. (2008). DIVERSIDAD Y RIQUEZA DE LOS LÍQUENES EN LA REGIÓN NATURAL ANDINA O SISTEMA CORDILLERANO. In J. O. Rangel-Ch. (Ed.), *Colombia Diversidad Biotica VI Riqueza y diversidad de los musgos y líquenes en Colombia* (pp. 337–382). Bogotá D.C.: Instituto de ciencias naturales - Universidad Nacional de Colombia.
- Alzate, F., Cardona, F., & Callejas, R. (2001). Diversidad y composición de epífitas vasculares en robledales de Antioquia (Colombia). *Actualidades Biológicas*, 23(74), 25–31.
- Ardila, A. I., Moncada, B., & Lücking, R. (2014). Epiphyte homogenization and de-diversification on alien Eucalyptus versus native Quercus forest in the Colombian Andes: a case study using lirellate Graphidaceae lichens. *Biodiversity and Conservation*, 24(5), 1239–1252. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0855-7>
- Ariza Cortés, W., Huertas García, C., Hernández Ortiz, A., Geltvez Bernal, J., González Rodríguez, J., & López Gutiérrez, L. (2010). Caracterización y usos tradicionales de productos forestales no maderables (PFNM) en el corredor de conservación Guantiva - La Rusia - Iguaque. *Colombia Forestal*, 13(1), 117–140. Retrieved from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-07392010000100006&lng=en&nrm=iso&tlng=es
- Avella, A., & Cardenas, L. M. (2010). Conservación y uso sostenible de los bosques de roble en el corredor de conservación Guantiva- La Rusia- Iguaque, departamentos de Santander y Boyacá, Colombia. *Colombia Forestal*, 13(1), 5–26.
- Avila, F., Angel, S., & López Camacho, R. (2010). Diversity and structure of an oak community in the Cachalú Biological Reserve, Encino (Santander – Colombia). *Colombia Forestal*, 13(1), 87–116.
- Bäcklund, S., Jönsson, M., Strengbom, J., Frisch, A., & Thor, G. (2016). A Pine Is a Pine and a Spruce Is a Spruce – The Effect of Tree Species and Stand Age on Epiphytic Lichen Communities. *Plos One*, 11(1), 1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147004>
- Barlow, J., Gardner, T. a, Araujo, I. S., Avila-Pires, T. C., Bonaldo, a B., Costa, J. E., ... Peres, C. a. (2007). Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(47), 18555–18560. <https://doi.org/10.1073/pnas.0703333104>
- Benavides, A.-M. (2010). *Distribution and succession of vascular epiphytes in Colombian Amazonia*. Universiteit van Amsterdam.
- Berg, K., Hunt, S. L., & Gordon, A. M. (2013). Epiphytic lichens in jack pine and black spruce plantations in northern Ontario, Canada: diversity and community patterns. *The Bryologist*, 116(1), 65–77. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-116.1.065>

- Braun, A., Troeger, D., Garcia, R., Aguayo, M., Barra, R., & Vogt, J. (2017). Assessing the impact of plantation forestry on plant biodiversity A comparison of sites in Central Chile and Chilean Patagonia. *Global Ecology and Conservation*, *10*, 159–172. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.03.006>
- Brockhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A., & Ferraz, S. F. B. (2013). Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *Forest Ecology and Management*, *301*, 43–50. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.018>
- Brodo, I. (1961). Transplant Experiments with Corticolous Lichens Using a New Technique Author (s): Irwin M . Brodo Published by : Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1933522> . *Ecology*, *42*(4), 838–841.
- Cáceres, M. E. S., Lücking, R., & Rambold, G. (2007). Phorophyte specificity and environmental parameters versus stochasticity as determinants for species composition of corticolous crustose lichen communities in the Atlantic rain forest of northeastern Brazil. *Mycological Progress*, *6*(3), 117–136. <https://doi.org/10.1007/s11557-007-0532-2>
- Calviño-Cancela, M. (2013). Effectiveness of eucalypt plantations as a surrogate habitat for birds. *Forest Ecology and Management*, *310*, 692–699. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.014>
- Calviño-Cancela, M., López de Silanes, M. E., Rubido-Bará, M., & Uribarri, J. (2013). The potential role of tree plantations in providing habitat for lichen epiphytes. *Forest Ecology and Management*, *291*, 386–395. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.023>
- Calviño-Cancela, M., Rubido-Bará, M., & van Etten, E. J. B. (2012). Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity? *Forest Ecology and Management*, *270*, 153–162. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.019>
- Chatellenaz, M., & Ferraro, L. (2000). Materiales Vegetales y Fúngicos Utilizados por Aves en la Construcción de Nidos en el Noreste Argentino y Paraguay. *Comunicaciones Científicas Y Tecnológicas*, *1*, 1–4.
- Chavarro, R. (2005). Ilustraciones y Fotografías de Aves - Coeligena prunellei Inca Negro – Black Inca (Príncipe de Arcabuco). *Boletín SAO*, *15*(2), 118–122.
- Coca, L. F., & Sanín, D. (2010). Coccocarpia Pers. (Peltigerales-Ascomycetes Liquenizados) en Colombia. *Tropical Bryology*, *32*, 19–38.
- Cornelissen, J., & Ter Steege, H. (1989). Distribution and Ecology of Epiphytic Bryophytes and Lichens in Dry Evergreen Forest of Guyana. *Journal of Tropical Ecology*, *5*(2), 131–150.
- Dingová Košuthová, A., & Šibík, J. (2013). Ecological indicator values and life history traits of terricolous lichens of the Western Carpathians. *Ecological Indicators*, *34*, 246–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.05.013>
- Ellis, C. J. (2012). Lichen epiphyte diversity: A species, community and trait-based review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *14*(2), 131–152. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.10.001>
- Estrabou, C. (2007). Preferencia de forofito por los líquenes en el bosque chaqueño oriental. *Bosque*, *28*(1), 46–49.
- FAO. (2002). *Estado de la informacion forestal en Colombia*. (J. Morales, C. Carneiro, & O. Serrano, Eds.) (Informació). Santiago de Chile: FAO. Retrieved from <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/006/AD392S/AD392S00.pdf>
- García-González, A., García, L., Delgado, F., & Rivero-Giró, F. (2014). Anfibios y reptiles

- asociados a tres especies de bromelias de tanque en el Parque Nacional Guanahacabibes, Cuba. *Cuadernos de Investigacion UNED*, 6(1), 87–97.
- Gasca, H., & Higuera, D. (2008). Artropodos asociados al dosel de un robleal de *Quercus humboldtii* Bonpl. (Fagaceae) de la reserva Bosque Macanal (Bojacá, Colombia). *Boletín de La Sociedad Entomológica Aragonesa*, 43, 173–185.
- Gauslaa, Y., & Solhaug, K. A. (2000). High-light-intensity damage to the foliose lichen *Lobaria pulmonaria* within a natural forest: the applicability of chlorophyll fluorescence methods. *Lichenologist*, 32(3), 271–289.
- Gil-Leguizamón, P., Morales-Puentes, M., & Díaz-Pérez, C. (2014). Population Assessment and Degree of Threat of *Chalybea macrocarpa* (Melastomataceae) Endemic Species from Colombia. *Acta Biologica Colombiana*, 19(2), 261–270.
- Gil, J., & Morales-Puentes, M. (2014). Estratificación vertical de briófitos epífitos encontrados en *Quercus humboldtii* (Fagaceae) de Boyacá, Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 62(June), 719–727.
- Giordani, P., Brunialti, G., Bacaro, G., & Nascimbene, J. (2012). Functional traits of epiphytic lichens as potential indicators of environmental conditions in forest ecosystems. *Ecological Indicators*, 18, 413–420. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.006>
- Goward, T., & Arsenault, A. (2000). Cyanolichens and conifers: implications for global conservation. *Forest Snow and Landscape Research*, 75, 303–318.
- Gradstein, S. R., Hietz, P., Lücking, R., Lücking, A., Sipman, H. J. M., Vester, H., ... Gardette, E. (1996). How to sample the epiphytic diversity of tropical rain forest. *Ecotropica*, 2, 59–72.
- Gradstein, S. R., Nadkarni, N. M., Krömer, T., Holz, I., & Nöske, N. (2003). A protocol for rapid and representative sampling of vascular and non-vascular epiphyte diversity of tropical rain forest. *Selbyana*, 24(1), 105–111.
- Granados, D., Lopez-Ríos, G. F., Hernández-García, M., & Sánchez-González, A. (2003). Ecología de las plantas epífitas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales Y Del Ambiente*, 9(2), 101–111.
- Gustafsson, L., & Eriksson, I. (1995). Factors of importance for the epiphytic vegetation aspen *Populus tremula* with special emphasis on bark chemistry and soil chemistry. *Journal of Applied Ecology*, 32(2), 412–424.
- Gustafsson, L., Fedrowitz, K., & Hazell, P. (2013). Forest Ecology and Management Survival and vitality of a macrolichen 14 years after transplantation on aspen trees retained at clearcutting. *Forest Ecology and Management*, 291, 436–441. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.005>
- Hämäläinen, A., Kouki, J., & Lohmus, P. (2014). The value of retained Scots pines and their dead wood legacies for lichen diversity in clear-cut forests: The effects of retention level and prescribed burning. *Forest Ecology and Management*. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.016>
- Hauck, M. (2011). Site factors controlling epiphytic lichen abundance in northern coniferous forests. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 206(2), 81–90. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2010.02.001>
- Hauck, M., & Javkhlan, S. (2009). Epiphytic lichen diversity and its dependence on bark chemistry in the northern Mongolian dark taiga. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 204(4), 278–288. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2008.03.001>

- Hazell, P., & Gustafsson, L. (1999). Retention of trees at final harvest—evaluation of a conservation technique using epiphytic bryophyte and lichen transplants. *Biological Conservation*, 90(2), 133–142. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00024-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00024-5)
- Hietz-Seifert, U., Hietz, P., & Guevara, S. (1996). Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest clearance in southern Veracruz, Mexico. *Biological Conservation*, 75(2), 103–111. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00071-2](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00071-2)
- Holz, I. (2003). *Diversity and ecology of bryophytes and macrolichens in primary and secondary montane Quercus forests, Cordillera Talamanca, Costa Rica*. Georg-August-Universität, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultäten, Göttingen (Germany).
- Johansson, D. (1974). Ecology of vascular epiphytes in West African rain forest. *Acta Phytogeogr. Suecica*, 59, 1–141.
- Käffer, M. I., Ganade, G., & Marcelli, M. P. (2009). Lichen diversity and composition in Araucaria forests and tree monocultures in southern Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 18(13), 3543–3561. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9659-6>
- Käffer, M. I., Marcelli, M. P., & Ganade, G. (2010). Distribution and composition of the lichenized mycota in a landscape mosaic of southern Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 24(3), 790–802. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062010000300022>
- Kapelle, M. (2006). *Ecology and conservation of neotropical montane Oak Forest* (Vol. 185). Berlin: Springer Verlag.
- Kelly, D. L., Donovan, G. O., Feehan, J., Murphy, S., Drangeid, S. O., & Marcano-berti, L. (2004). The epiphyte communities of a montane rain forest in the Andes of Venezuela : patterns in the distribution of the flora. *Journal of Tropical Ecology*, 20, 643–666. <https://doi.org/10.1017/S0266467404001671>
- Koch Mossmann, N., Martins, S. M. de A., Lucheta, F., & Müller, S. C. (2013). Functional diversity and traits assembly patterns of lichens as indicators of successional stages in a tropical rainforest. *Ecological Indicators*, 34, 22–30. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.012>
- Komposch, H., & Hafellner, J. (2000). Diversity and vertical distribution of lichens in a venezuelan tropical lowland rain forest. *Selbyana*, 21(1,2), 11–24.
- Lakatos, M., Rascher, U., & Büdel, B. (2006). Functional characteristics of corticolous lichens in the understory of a tropical lowland rain forest. *New Phytologist*, 172(4), 679–695.
- Li, B., Gao, J., Wang, X., Ma, L., Cui, Q., & Vest, M. (2016). Effects of biological soil crusts on water infiltration and evaporation Yanchi Ningxia, Maowusu Desert, China. *International Journal of Sediment Research*. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2016.05.005>
- Llop, E., Pinho, P., Matos, P., Pereira, M. J., & Branquinho, C. (2012). The use of lichen functional groups as indicators of air quality in a Mediterranean urban environment. *Ecological Indicators*, 13(1), 215–221. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.005>
- Lowman, M., Moffett, M., & Rinker, B. (1993). A NEW TECHNIQUE FOR TAXONOMIC AND ECOLOGICAL SAMPLING IN RAIN FOREST CANOPIES. *Sebyana*, 14, 75–79.
- Lücking, R. (1999). Ecology of foliicolous lichens at the “Botarrama” trail (Costa Rica), a neotropical rain forest. I. Species composition and its ecogeographical implications. *Biotropica*, 31(4), 553–564.
- Lücking, R., Aptroot, A., Chaves, J. L., Sipman, H. J. M., & Umaña, L. (2008). A First Assessment of the Ticolichen Biodiversity Inventory in Costa Rica: The Genus Graphis, with Notes on the Genus Hemithecium (Ascomycota: Ostropales: Graphidaceae).

Fieldiana Botany, 46, 1–126. [https://doi.org/10.3158/0015-0746\(2008\)46\[1:AFAOTT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3158/0015-0746(2008)46[1:AFAOTT]2.0.CO;2)

- Lücking, R., Dal Forno, M., Moncada, B., Coca, L. F., Vargas-Mendoza, L. Y., Aptroot, A., ... Lawrey, J. (2016). Turbo-taxonomy to assemble a megadiverse lichen genus : seventy new species of *Cora* (Basidiomycota : Agaricales : Hygrophoraceae), honouring David Leslie Hawksworth ' s seventieth birthday. *Fungal Diversity*, 1–69. <https://doi.org/10.1007/s13225-016-0374-9>
- Maestre, F. T., Bowker, M. A., Cantón, Y., Castillo-Monroy, A. P., Cortina, J., Escolar, C., ... Martínez, I. (2011). Ecology and functional roles of biological soil crusts in semi-arid ecosystems of Spain. *Journal of Arid Environments*, 75(12), 1282–1291. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.12.008>
- Magurran, A. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. New Jersey: Princeton University Press.
- Marin-Corba, C., & Betancur, J. (1997). Estudio florístico en un robleal del santuario de flora y fauna de Iguaque (Boyacá-Colombia). *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 21(80), 249–259.
- Marmor, L., Tõrra, T., Saag, L., & Randlane, T. (2012). Species Richness of Epiphytic Lichens in Coniferous Forests: the Effect of Canopy Openness. *Annales Botanici Fennici*, 49(5–6), 352–358. <https://doi.org/10.5735/085.049.0606>
- Mc Cune, B., Amsberry, K. A., Camacho, F. J., Emerson, C., Felder, G., French, P., ... Patho, P. (1997). Vertical profile of epiphytes in a Pacific Northwest Old-growth forest. *Northwest Science*, 71(2), 145–152.
- Mc Cune, B., Grace, J., & Urban, D. (2002). Analysis of ecological communities. Oregon: MjM Software design.
- Mc Cune, B., Rosentreter, R., Ponzetti, J. M., & Shaw, D. C. (2000). Epiphyte habitats in an old conifer forest in western Washington, U.S.A. *The Bryologist*, 103(417–427), 417–427.
- Medina, M. (2010). Uso de especies forestales asociadas a bosques de roble en tres veredas del municipio de Encino-Santander. *Colombia Forestal*, 13(2), 237–244.
- Mercado-díaz, J. A., Gould, W. A., González, G., & Lücking, R. (2015). *Lichens in Puerto Rico : An Ecosystem Approach*. San Juan, Puerto Rico.
- Moncada, B. (2012). *El género Sticta (Schreb.) Ach. en Colombia : Taxonomía , Ecogeografía e Importancia*. Universidad Nacional de Colombia.
- Moncada, B., Coca, L. F., & Lücking, R. (2013). Neotropical members of *Sticta* (lichenized Ascomycota: Lobariaceae) forming photosymbiodemes, with the description of seven new species. *The Bryologist*, 116(2), 169–200. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-116.2.169>
- Moncada, B., & Forero, E. (2006). El género *Pseudocyphellaria* Vain. (Lobariaceae - Lichenized Ascomycetes EN COLOMBIA. *Caldasia*, 28(2), 197–215.
- Morales, M., Otero, J., Van der Hammen, T., Cadena, C., Pedraza, C., Rodríguez, N., ... Cardenas, L. (2007). *Atlas de páramos de Colombia*. Bogotá D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Mossmann, N., Weidner, R., & Martins, S. (2012). Dusén ex Malme (Asteraceae) em área de Floresta Ombrófila Mista no estado do Rio Grande do Sul , Brasil. *Iheringia Serie Botanica*, 67(1), 47–57.
- Nascimbene, J., Thor, G., & Nimis, P. L. (2013). Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe - A review. *Forest Ecology and Management*, 298, 27–38. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.03.008>

- Ospina, C., Hernández, R., Andrea, E., Sánchez, F., Urrego, J., Rodas, C., ... Riaño, N. (2011). *Guías silviculturales para el manejo de especies forestales con miras a la producción de madera en la zona andina colombiana- El pino pátula*. Manizales: Cenicafe.
- Otalora, A. (2003). Mamíferos de los bosques de roble. *Acta Biologica Colombiana*, 8(2), 57–71.
- Padmawathe, R., Qureshi, Q., & Rawat, G. S. (2004). Effects of selective logging on vascular epiphyte diversity in a moist lowland forest of Eastern Himalaya, India. *Biological Conservation*, 119(1), 81–92. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.024>
- Palmqvist, K., & Sundberg, B. (2000). Light use efficiency of dry matter gain in five macro-lichens: Relative impact of microclimate conditions and species-specific traits. *Plant Cell and Environment*. Jan., 23(1), 1–14.
- Parada, J. A. (2015). SOBRE LA DESCRIPCIÓN DEL MACHO DE Pseudopogonogaster ON THE DESCRIPTION OF THE MALE OF Pseudopogonogaster iguaquensis Salazar & Carrejo, 2002 (INSECTA : MANTODEA : THESPIDAE), 19(1), 258–262. <https://doi.org/10.17151/bccm.2015.19.1.19>
- Pulido, K., & Ramos, C. (2016). Efecto de borde en la distribución de líquenes y el contenido de clorofilas en fragmentos de Polylepis quadrijuga (Rosaceae) en el páramo de La Rusia (Boyacá-Colombia). *Rev. Biol. Trop.*, 64(4), 1683–1697.
- Ramírez-Morán, N. A., León-Gómez, M., & Lücking, R. (2016). USO DE BIOTIPOS DE LÍQUENES COMO BIOINDICADORES DE PERTURBACIÓN en fragmentos de BOSQUE ALTOandino (reserva biológica “encenillo”, Colombia). *Caldasia*, 38(1), 31–52. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v38n1.57821>
- Ramírez, H., & Pérez, W. (2007). Mamíferos de un fragmento de bosque de roble en el departamento del Cauca, Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural Universidad de Caldas*, 11, 65–79.
- Rincón-Espitia, A., Aguirre-C., J., & Lücking, R. (2011). Corticolous lichens in the Caribbean region of Colombia. *Caldasia*, 33(2), 331–347.
- Rist, L., Shanley, P., Sunderland, T., Sheil, D., Ndoye, O., Liswanti, N., & Tieguhong, J. (2012). The impacts of selective logging on non-timber forest products of livelihood importance. *Forest Ecology and Management*, 268, 57–69. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.037>
- Rivas Plata, E., Lücking, R., & Lumbsch, H. T. (2007). When family matters: an analysis of Thelotremaaceae (Lichenized Ascomycota: Ostropales) as bioindicators of ecological continuity in tropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 17(6), 1319–1351. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9289-9>
- Rosabal, D., Burgaz, A. R., Altamirano, A., & Aragón, G. (2012). Differences in diversity of corticolous lichens between interior and edge of the Monte Barranca semi-deciduous forest, Santiago de Cuba. *The Bryologist*, 115(2), 333–340. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-115.2.333>
- Rosabal, D., Burgaz, A. R., & Reyes, O. J. (2013). Substrate preferences and phorophyte specificity of corticolous lichens on five tree species of the montane rainforest of Gran Piedra, Santiago de Cuba. *The Bryologist*, 116(2), 113–121. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-116.2.113>
- Rozzi, R., Armesto, J., Goffinet, B., Buck, W. R., Massardo, F., Silander, J., ... Callicot, B. (2006). Changing lenses to assess biodiversity : patterns of species richness in sub-Antarctic plants and implications for global conservation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(3), 131–137. <https://doi.org/10.1890/070020>

- Rubiano, J., & Chaparro, M. (2006). Delimitación de áreas de isocontaminación atmosférica en el campus de la Universidad Nacional de Colombia mediante el análisis de bioindicadores (líquenes epífitos). *Acta Biológica Colombiana*, 11(2), 82–102.
- Ruiz-A, C. A., & Aguirre-C., J. (2004). Distribución de la brioflora en el gradiente vertical (suelo-dosel) y la selectividad de habitats en Tarapacá (Amazonas, Colombia). *Tropical Bryology*, 25, 81–96.
- Sáenz-Jiménez, F. (2010). An approximation to the fauna associated with oak forests of Guantiva – La Rusia – Iguaque corridor (Boyacá – Santander, Colombia). *Colombia Forestal*, 13(2), 299–334.
- Saha, D., & Sundriyal, R. C. (2012). Utilization of non-timber forest products in humid tropics: Implications for management and livelihood. *Forest Policy and Economics*, 14(1), 28–40. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2011.07.008>
- Simijaca-Salcedo, D. F., Vargas-Rojas, D. L., & Morales-Puentes, M. E. (2014). Use of non vascular plant organisms as indicators of urban air pollution (Tunja, Boyacá, Colombian) | Uso de organismos vegetales no vasculares como indicadores de contaminación atmosférica urbana (Tunja, Boyacá, Colombia). *Acta Biologica Colombiana*, 19(2). <https://doi.org/10.15446/abc.v19n2.40681>
- Simijaca, D. (2011). *Líquenes epífitos de Quercus humboldtii en el Parque Natural Municipal Robledales De Tipacoque (Boyacá –Colombia)*. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.
- Sipman, H. J. M., & Aguirre-C., J. (1982). Contribucion al conocimiento de los líquenes de colombia -I. Clave genérica para los líquenes foliosos y fruticosos de los paramos colombianos. *Caldasia*, 13(64), 603–634.
- Song, L., Liu, W.-Y., & Nadkarni, N. M. (2012). Response of non-vascular epiphytes to simulated climate change in a montane moist evergreen broad-leaved forest in southwest China. *Biological Conservation*, 152, 127–135. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.04.002>
- Soto, E., Lücking, R., & Rojas, A. B. (2012). Especificidad de forófito y preferencias microambientales de los líquenes cortícolas en cinco forófitos del bosque premontano de finca Zíngara , Cali , Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 60(2), 843–856.
- Stofer, S., Bergamini, A., Aragón, G., Carvalho, P., Coppins, B. J., Davey, S., ... Scheidegger, C. (2006). Species richness of lichen functional groups in relation to land use intensity. *The Lichenologist*, 38(4), 331. <https://doi.org/10.1017/S0024282906006207>
- Sugden, A. M., & Robins, R. J. (1979). Aspects of the Ecology of Vascular Epiphytes in Colombian Cloud Forests , 1 . The Distribution of the Epiphytic Flora. *Biotropica*, 11(3), 173–188.
- Toledo-Aceves, T., Mehltreter, K., García-Franco, J. G., Hernández-Rojas, A., & Sosa, V. J. (2013). Benefits and costs of epiphyte management in shade coffee plantations. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 181, 149–156. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.026>
- Ulyshen, M. D. (2011). Forest Ecology and Management Arthropod vertical stratification in temperate deciduous forests : Implications for conservation-oriented management. *Forest Ecology and Management*, 261, 1479–1489. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.033>
- Vanegas, S., Fagua, G., & Flórez, E. (2012). Distribucion vertical de arañas asociadas a Quercus humboldtii y Clusia spp. en el Santuario de Fagua y Flora Iguaque, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 17(3), 635–656.

- Vargas-Rojas, D. L., & Morales-Puentes, M. E. (2014). Hepáticas del Parque Natural Municipal “ Robledales de Tipacoque ”, Boyacá-Colombia, *19*(3), 201–211. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.SC19-3.hpnm>
- Wolf, J. (1993a). Diversity patens and biomass of epiphytic bryophytes and lichens along an altitudinal gradient in the northern Andes. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, *80*(4), 928–960.
- Wolf, J. (1993b). *Ecology of epiphyte communities in montane rain forest, Colombia*. University of Amsterdam.
- Wolf, J. (1993c). Epiphyte communities of tropical montane rain forest in the northern Andes II. Uper montane communities. *Phytocoenologia*, *22*(1), 53–103.
- Wolf, J. H. D., & Konings, C. J. F. (2001). Toward the sustainable harvesting of epiphytic bromeliads: a pilot study from the highlands of Chiapas, Mexico. *Biological Conservation*, *101*(1), 23–31. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00053-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00053-2)
- Zotz, G., & Vollrath, B. (2002). Substrate preferences of epiphytic bromeliads: an experimental approach. *Acta Oecologica*, *23*(2), 99–102. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(02\)01139-6](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(02)01139-6)
- Zotz, G., & Vollrath, B. (2003). The epiphyte vegetation of the palm *Socratea exorrhiza* - correlations with tree size, tree age and bryophyte cover. *Journal of Tropical Ecology*, *19*(1), 81–90. <https://doi.org/10.1017/S0266467403003092>

ANEXOS

Anexo 1 (Tabla 3) Taxones registrados sobre *Quercus humboldtii* y *Pinus patula* en la reserva Rogitama Biodiversidad, se presenta la frecuencia por especie y por estrato vertical en cada uno de los forófitos (B= base, T= Tronco, DI= Dosel interno, DM= Dosel medio, Dosel externo).

Familia	Especie	<i>Pinus patula</i>					<i>Quercus humboldtii</i>				
		B	T	DI	DM	DE	B	T	DI	DM	DE
Arthoniaceae	<i>Herpothallon</i> aff. <i>rubrocinctum</i>	0	0	0	0	1	0	1	3	1	8
Arthoniaceae	<i>Herpothallon antillarum</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1

Graphidaceae	<i>Graphis nuda</i>	0	0	0	0	1	1	0	2	0	0
Graphidaceae	<i>Graphis ovata</i>	0	3	1	1	0	0	0	0	0	1
Graphidaceae	<i>Graphis pedunculata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Graphidaceae	<i>Graphis phaeospora</i>	0	0	0	1	0	2	0	0	0	1
Graphidaceae	<i>Graphis rhizocola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Graphidaceae	<i>Graphis ruiziana</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Graphidaceae	<i>Graphis</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Graphidaceae	<i>Graphis subtracta</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Graphidaceae	<i>Graphis tenella</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Graphidaceae	<i>Hemithecium</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Graphidaceae	<i>Ocellularia</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Graphidaceae	<i>Ocellularia buckii</i>	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Graphidaceae	<i>Ocellularia</i> sp. 2	0	0	1	0	0	1	1	2	0	7
Graphidaceae	<i>Phaeographis inconspicua</i>	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0
Graphidaceae	<i>Phaeographis major</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1
Graphidaceae	<i>Platythecium leiogramma</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Hygrophoraceae	<i>Cora glabrata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Hygrophoraceae	<i>Cora</i> sp. 1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Hygrophoraceae	<i>Cora</i> sp. 2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hygrophoraceae	<i>Dictyonema obscuratum</i>	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0
Lecanoraceae	<i>Lecanora</i> sp	0	1	1	1	1	0	0	0	0	2
Lobariaceae	<i>Crocodia aurata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Lobariaceae	<i>Sticta colombiana</i>	0	1	0	0	0	9	2	6	2	2
Lobariaceae	<i>Sticta isidioimpressula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1
Megalariaceae	<i>Lopezaria versicolor</i>	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0
Megalosporaceae	<i>Bisoloma</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Megalosporaceae	<i>Megalospora kalbii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Megalosporaceae	<i>Megalospora tuberculosa</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Pannariaceae	<i>Erioderma solediatum</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Anzia leucobatooides</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Canoparmelia caroliniana</i>	2	1	1	1	2	0	0	0	0	1
Parmeliaceae	<i>Everniastrum vexans</i>	0	1	0	0	0	3	1	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna subpustulifera</i>	0	3	4	2	7	0	0	0	0	4
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna</i> aff. <i>paramensis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna bogotensis</i>	0	0	0	0	0	1	5	7	4	7
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna chlorina</i>	0	0	0	0	0	1	9	1	0	0

Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna costaricensis</i>	0	1	2	1	4	1	0	1	0	6
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna dactylifera</i>	0	1	0	0	1	1	2	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna degelii</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna densirhizinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna dentella</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna elongata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna endochlora</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna ensifolia</i>	0	1	1	0	0	0	1	3	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna gondylophora</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna imbricatula</i>	1	3	0	2	0	0	1	0	0	1
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna immaculata</i>	5	1	6	5	0	0	0	0	0	2
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna laevigata</i>	6	2	2	0	1	0	0	0	0	2
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna lividescens</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna minuscula</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna neodissecta</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna osorioi</i>	0	3	2	0	3	0	0	3	2	4
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna osseoalba</i>	1	0	2	1	4	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna producta</i>	1	1	2	0	1	0	1	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna prolongata</i>	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna protoformosana</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna pseudosinuosa</i>	2	7	1	0	1	0	0	0	0	1
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna pulvinata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna revoluta</i>	1	2	1	1	0	0	0	1	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna sanjosensis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna stictifera</i>	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna sublaevigata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Parmelinopsis horrescens</i>	6	8	2	1	1	0	0	0	0	2
Parmeliaceae	<i>Parmelinopsis</i> sp. 2	1	0	2	1	0	0	0	0	0	1
Parmeliaceae	<i>Parmotrema aff horridum</i>	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema arnoldii</i>	2	1	5	1	2	0	0	1	0	3
Parmeliaceae	<i>Parmotrema bonplandii</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema hababianum</i>	2	0	0	1	0	0	0	1	0	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema hypoleucinum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3
Parmeliaceae	<i>Parmotrema indicum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema internexum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema mellissii</i>	9	5	6	11	13	0	0	0	0	5

Parmeliaceae	<i>Parmotrema mirandum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema rampoddense</i>	0	2	2	0	5	0	0	0	2
Parmeliaceae	<i>Parmotrema robustum</i>	1	1	1	3	2	0	0	1	1
Parmeliaceae	<i>Parmotrema simulans</i>	2	3	1	2	2	0	2	0	1
Parmeliaceae	<i>Parmotrema stuppeum</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema subarnoldii</i>	3	1	0	1	4	0	0	0	3
Parmeliaceae	<i>Parmotrema subsidiosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Punctelia subrudecta</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Rimelia bonplandii</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Rimelia cetrata</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	4
Parmeliaceae	<i>Rimelia reticulata</i>	0	2	3	1	3	0	0	0	2
Parmeliaceae	<i>Rimelia subsidiosa</i>	0	0	2	0	2	0	0	4	1
Parmeliaceae	<i>Usnea</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Usnea</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Usnea columbiana</i>	1	0	1	0	0	0	0	4	1
Parmeliaceae	<i>Usnea firma</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Usnea malmei</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Usnea perhispidella</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Usnea sancteritae</i>	2	3	2	2	2	0	0	1	1
Parmeliaceae	<i>Usnea subscabrosa</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Peltigeraceae	<i>Peltigera</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Pertusariaceae	<i>Pertusaria</i> sp. 1	0	0	0	1	1	0	0	0	1
Pertusariaceae	<i>Pertusaria</i> sp. 2	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Pertusariaceae	<i>Pertusaria</i> sp. 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pertusariaceae	<i>Pertusaria</i> sp. 4	0	2	1	1	1	0	0	0	0
Pertusariaceae	<i>Pertusaria</i> sp. 5	0	0	2	0	7	0	0	0	0
Pertusariaceae	<i>Pertusaria</i> sp. 6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pertusariaceae	<i>Pertusaria</i> sp. 7	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Pertusariaceae	<i>Pertusaria</i> sp. 8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Physciaceae	<i>Dirinaria</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Physciaceae	<i>Heterodermia boryi</i>	0	1	1	1	0	1	4	3	0
Physciaceae	<i>Heterodermia casarettiana</i>	0	0	5	0	0	0	1	0	1
Physciaceae	<i>Heterodermia corallophora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Physciaceae	<i>Heterodermia japonica</i>	3	6	7	1	2	1	0	2	0
Physciaceae	<i>Heterodermia kurokawae</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Physciaceae	<i>Heterodermia leucomela</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0

Physciaceae	<i>Heterodermia lutescens</i>	0	0	0	1	0	0	1	5	3	1
Physciaceae	<i>Heterodermia magellanica</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Physciaceae	<i>Heterodermia obscurata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
Physciaceae	<i>Heterodermia squamulosa</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
Physciaceae	<i>Heterodermia vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Porinaceae	<i>Porina núcula</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Porinaceae	<i>Porina</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Pyrenulaceae	<i>Pyrenula bahiana</i>	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0
Pyrenulaceae	<i>Pyrenula microcarpa</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Pyrenulaceae	<i>Pyrenula</i> sp. 1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Rocellaceae	<i>Opegrapha</i> sp. 1	0	1	0	1	0	3	1	0	0	1
Rocellaceae	<i>Opegrapha</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Sphaerophoraceae	<i>Bunodophoron</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
Trypetheliaceae	<i>Astrothelium</i> aff. <i>amylosporum</i>	0	0	0	0	0	0	1	2	3	0
Trypetheliaceae	<i>Astrothelium</i> aff. <i>flavoduplex</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Trypetheliaceae	<i>Astrothelium</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Trypetheliaceae	<i>Astrothelium</i> sp. 2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Trypetheliaceae	<i>Bogoriella nonensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Anexo 2 (Tabla 4) comparaciones múltiples pos hoc de HSD Tuckey contrastando las variables ambientales que presentan diferencias significativas en los estratos verticales de *Pinus patula*.

Variable dependiente	(I) Estrato	(J) Estrato	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig. ≤0,05	Intervalo de confianza al 95%	
						Límite inferior	Límite superior
Rugosidad	Base	Tronco	1,55	0,66	0,18	-0,47	3,58
		D Int	4,59	0,66	0,00	2,57	6,62
		D Med	5,43	0,66	0,00	3,41	7,46
		D Ext	5,68	0,66	0,00	3,66	7,71
	Tronco	Base	-1,55	0,66	0,18	-3,58	0,47
		D Int	3,04	0,66	0,00	1,02	5,06
		D Med	3,88	0,66	0,00	1,86	5,91
		D Ext	4,13	0,66	0,00	2,11	6,15
	D Int	Base	-4,59	0,66	0,00	-6,62	-2,57
		Tronco	-3,04	0,66	0,00	-5,06	-1,02
		D Med	0,84	0,66	0,70	-1,18	2,87
		D Ext	1,09	0,66	0,48	-0,93	3,11

		Base	-5,43	0,66	0,00	-7,46	-3,41
	D Med	Tronco	-3,88	0,66	0,00	-5,91	-1,86
		D Int	-0,84	0,66	0,70	-2,87	1,18
		D Ext	0,25	0,66	1,00	-1,78	2,27
	D Ext	Base	-5,68	0,66	0,00	-7,71	-3,66
		Tronco	-4,13	0,66	0,00	-6,15	-2,11
		D Int	-1,09	0,66	0,48	-3,11	0,93
		D Med	-0,25	0,66	1,00	-2,27	1,78
		Tronco	1,91	3,03	0,97	-7,44	11,25
	Base	D Int	0,75	3,03	1,00	-8,59	10,10
		D Med	-5,77	3,03	0,36	-15,12	3,57
		D Ext	-18,87	3,03	0,00	-28,22	-9,53
		Base	-1,91	3,03	0,97	-11,25	7,44
	Tronco	D Int	-1,15	3,03	1,00	-10,50	8,19
		D Med	-7,68	3,03	0,13	-17,02	1,67
		D Ext	-20,77	3,03	0,00	-30,12	-11,43
		Base	-0,75	3,03	1,00	-10,10	8,59
Luminosidad	D Int	Tronco	1,15	3,03	1,00	-8,19	10,50
		D Med	-6,53	3,03	0,25	-15,87	2,82
		D Ext	-19,62	3,03	0,00	-28,97	-10,28
		Base	5,77	3,03	0,36	-3,57	15,12
	D Med	Tronco	7,68	3,03	0,13	-1,67	17,02
		D Int	6,53	3,03	0,25	-2,82	15,87
		D Ext	-13,10	3,03	0,01	-22,45	-3,75
		Base	18,87	3,03	0,00	9,53	28,22
	D Ext	Tronco	20,77	3,03	0,00	11,43	30,12
		D Int	19,62	3,03	0,00	10,28	28,97
		D Med	13,10	3,03	0,01	3,75	22,45

Anexo 3 (Tabla 5) Comparaciones múltiples pos hoc de HSD Tuckey contrastando las variables ambientales que presentan diferencias significativas en los estratos verticales de *Quercus humboldtii*.

Variable dependiente	(I) Estrato	(J) Estrato	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig. $\leq 0,05$	Intervalo de confianza al 95%	
						Límite inferior	Límite superior
Luminosidad	Base	Tronco	-2,79	3,35	0,92	-13,13	7,55
		D Int	-6,27	3,35	0,37	-16,61	4,07

	D Med	-6,22	3,35	0,38	-16,56	4,12
	D Ext	-11,08	3,35	0,03	-21,42	-0,75
	Base	2,79	3,35	0,92	-7,55	13,13
Tronco	D Int	-3,48	3,35	0,83	-13,82	6,86
	D Med	-3,43	3,35	0,84	-13,77	6,91
	D Ext	-8,29	3,35	0,15	-18,63	2,04
	Base	6,27	3,35	0,37	-4,07	16,61
D Int	Tronco	3,48	3,35	0,83	-6,86	13,82
	D Med	0,05	3,35	1,00	-10,29	10,39
	D Ext	-4,81	3,35	0,62	-15,15	5,53
	Base	6,22	3,35	0,38	-4,12	16,56
D Med	Tronco	3,43	3,35	0,84	-6,91	13,77
	D Int	-0,05	3,35	1,00	-10,39	10,29
	D Ext	-4,86	3,35	0,61	-15,20	5,47
	Base	11,08	3,35	0,03	0,75	21,42
D Ext	Tronco	8,29	3,35	0,15	-2,04	18,63
	D Int	4,81	3,35	0,62	-5,53	15,15
	D Med	4,86	3,35	0,61	-5,47	15,20
