

EFFECTO DE BORDE EN LA DIVERSIDAD Y COLONIZACIÓN DE ECTOMICORRIZAS DE *Quercus humboldtii* (FAGACEAE) EN ARCABUCO- BOYACÁ-COLOMBIA

Edge effect on the diversity and colonization of ectomycorrhizae of *Quercus humboldtii*. (FAGACEAE) in Arcabuco- Boyacá-Colombia

Catalina-BLANCO-VARGAS¹ , Natalia-VARGAS² , Rocío- PEÑA-CAÑÓN¹ 

1. Grupo de Investigación Biología para la Conservación, Escuela de Biología, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Avenida Central del Norte 39-115, Tunja, Colombia.

2. Universidad de los Andes, Cra. 1 #18a-12, Bogotá, Cundinamarca, Colombia.

* For correspondence: catalina.blanco961@gmail.com

Received: 2nd June 2021. Returned for revision: 26th July 2021. Accepted: 6th October 2021.

Associate Editor: Xavier Marquín

Citation/ citar este artículo como: Blanco-Vargas, C., Vargas, N., y Peña-Canon, R. (2022). Efecto de borde en la diversidad y colonización de ectomicorizas de *Quercus humboldtii* en Arcabuco-Boyacá-Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 27(3), 439-448. <https://doi.org/10.15446/abc.v27n3.96342>

RESUMEN

Los robleales en Colombia están dominados por la especie *Quercus humboldtii* Bonpl. Esta especie se encuentra en categoría de vulnerable debido a la deforestación para generar cultivos, zonas ganaderas y plantaciones de especies exóticas, ocasionando la formación de bordes por el deterioro del ecosistema. Estos bosques establecen asociaciones simbióticas con especies de hongos ectomicorrízicos, permitiendo el intercambio de nutrientes entre las hifas de los hongos y las raíces de las plantas. Este estudio analiza el efecto de borde en un área al interior (BNI-C) y al borde de un bosque de roble no intervenido (BNI-B), además de dos bordes de bosque con intervención antropogénica, una en contacto con plantación de *Eucalyptus* sp. (BE) y otro con ganadería (BG). Se estableció el borde de bosque mediante variables ambientales (temperatura ambiente, luminosidad temperatura y humedad del suelo). Se colectaron raicillas de siete árboles tanto de interior como de borde para medir la colonización y caracterizar morfológicamente las ectomicorizas asociadas a las raíces de roble. Se evidenció el efecto de borde en el grado de colonización ectomicorrízica en las raíces de *Q. humboldtii* con porcentajes de 18 a 30 % en BNI, 15 % en BE y 47 % en BG. Los géneros ectomicorrízicos *Cenococcum* sp. y *Lactarius* sp. presentaron la mayor abundancia en los tres bosques, variando considerablemente cerca a los bordes en BG y BE. Se evidenciaron cambios de porcentaje de colonización y diversidad de morfotipos de ectomicorizas en los bordes de los dos bosques intervenidos.

Palabras Clave: Efecto de borde, Composición botánica, Ectomicorizas, Bosque Altoandino, Colonización de raíces.

ABSTRACT

The oak forests in Colombia are dominated by the species *Quercus humboldtii* Bonpl. which is in the vulnerable category due to deforestation to generate crops, livestock areas and plantations of exotic species, causing the formation of edges due to the deterioration of the ecosystem. These forests establish symbiotic associations with species of ectomycorrhizal fungi, allowing the exchange of nutrients and water between fungal hyphae and plant roots. This study analyzes the edge effect in the interior (BNI-C) and at the edge of an undisturbed oak forest (BNI-B), in addition to two forest edges with anthropogenic intervention, one in contact with a plantation of *Eucalyptus* sp. (BE) and another with cattle ranching (BG). The forest edge was established by measuring environmental variables (ambient temperature, luminosity, temperature, and soil humidity). Oak roots were collected from seven trees at the interior and edge of each forest and the quantification of colonization and morphological characterization of ectomycorrhizae was made. The edge effect was evidenced in the degree of ectomycorrhizal colonization in the roots of *Q. humboldtii* with percentages of 18 to 30 % in BNI, 15 % in BE and 47 % in BG. The ectomycorrhizal genera *Cenococcum* sp. and *Lactarius* sp. showed the highest abundance in the three forests, varying considerably near the edges in BG and BE. Changes in the percentage of colonization and morphotype diversity of ectomycorrhizae were evidenced at the forest edge in contact with the two disturbed areas.

Keywords: Edge effect, Botanical composition, Ectomycorrhizae, Oak, Root colonization.

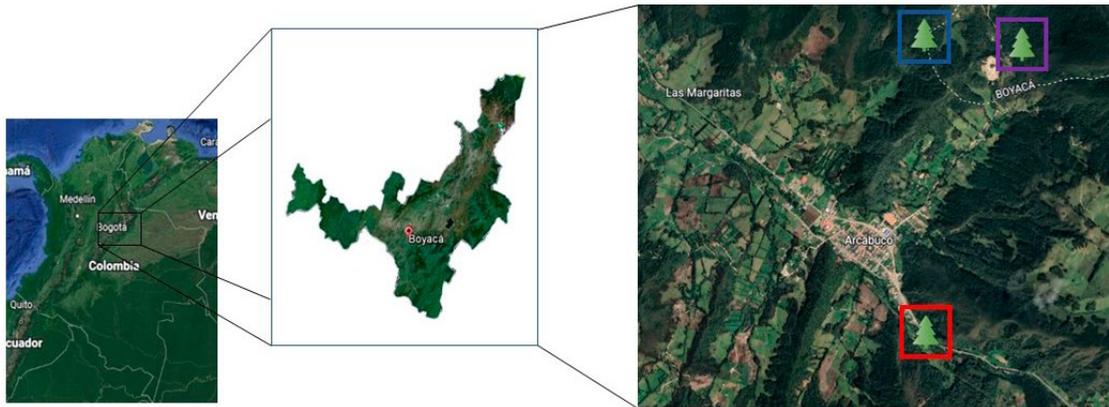


Figura 1. Área de estudio en el municipio de Arcabuco-Boyacá. Los cuadros de colores señalan los bosques de roble escogidos para esta investigación. El cuadro morado señala la localización del bosque de roble no intervenido (BNI), el cuadro azul señala el bosque de roble en contacto con *Eucalyptus* sp. (BE) y el cuadro rojo señala el bosque de roble en contacto con ganadería (BG).

INTRODUCCIÓN

En Colombia cerca del 45 % de los ecosistemas boscosos ha sido transformado debido a la deforestación (IDEAM, 2014). La expansión agrícola y ganadera son factores de transformación del paisaje, de fragmentación y de pérdida del hábitat (Miller-Rushing et al., 2019), que generan un ambiente homogéneo y artificial por la introducción y uso de especies foráneas a estos lugares (Gutiérrez, 2006). Asimismo, la fragmentación y pérdida de hábitat inciden en la generación de ambientes contrastantes causando efectos de borde. El efecto de borde se entiende como las consecuencias de la interacción de dos ecosistemas adyacentes y los cambios físicos que se generan en éstos, causando una alteración en la estructura y funcionamiento de dichos ecosistemas (Murcia, 1995; Ewers y Didham, 2006). El roble andino *Quercus humboldtii* Bonpl., ha sido una de las especies más vulnerables a cambios de tipo antropogénico que han generado cambios en su composición y diversidad (Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca, 2016). Esta especie se distribuye aproximadamente entre los 1200 y los 3200 m.s.n.m. (Palacio y Fernández, 2006). Estos bosques son importantes en el componente socioeconómico al brindar productos forestales no maderables y biológicos, suministrando servicios ecosistémicos como la regulación y oferta hídrica, la protección del suelo y como hábitat de un gran número de especies (Avella Muñoz y Cárdenas Camacho, 2010).

Las raíces de roble establecen asociaciones simbióticas con el micelio de hongos ectomicorrícicos (Singer, 1963). Las ectomicorrizas (ECM) son asociaciones simbióticas de un grupo de hongos con raíces de plantas arbustivas o arbóreas, encontrándose superficialmente en las células de la epidermis

de la raíz (Brundrett, 2004). Estos hongos transfieren nutrientes, minerales y agua del suelo a la planta hospedera tales como nitrógeno y fósforo por medio de las hifas del hongo (Smith y Read 2008, Neri-Luna y Villarreal-Ruiz, 2012), y a su vez, los hongos reciben carbohidratos generados por la planta en la fotosíntesis (Smith y Read, 2008).

En el departamento de Boyacá, se han registrado especies de hongos ectomicorrícicos pertenecientes a los géneros *Russula*, *Lactarius* (Russulales), *Amanita*, *Cortinari* (Agaricales), *Craterellus* (Cantharellales), entre otros, asociados a *Q. humboldtii* (Singer, 1963; Vasco-Palacios et al., 2007; Vargas et al., 2017; Vasco-Palacios y Franco-Molano, 2021). Vargas y Restrepo (2020) reportan 17 nuevos registros locales de especies de hongos ectomicorrícicas para el municipio de Arcabuco.

El efecto de las actividades antropogénicas en la diversidad y colonización de ectomicorrizas de diferentes hospederos se ha evaluado evidenciando una respuesta de los hongos micorrícicos frente a estas actividades (Crockatt, 2012), sin embargo el efecto borde en las micorrizas se ha documentado poco. Lothamer et al. (2014), evidenciaron la ausencia de ectomicorrizas de *Quercus macrocarpa* Michx., una especie nativa, al estar presente *Pinus nigra* J.F. Arnold. un hospedero no nativo. Por otro lado, la urbanización se ha estudiado como un factor antropogénico sobre el componente fúngico. Bainard et al. (2011), encontraron una disminución significativa en la colonización ectomicorrícica de raíces en bosques de zona urbana al compararlo con bosques de zona rural. De igual manera, Witte et al. (2017) documentaron que la deposición de nitrógeno como consecuencia de la contaminación atmosférica, afecta negativamente el crecimiento de los árboles y el contenido

de nutrientes, generando una disminución significativa en la diversidad de ectomicorrizas y en la colonización de raíces. De acuerdo con lo anterior, en este estudio se planteó determinar el efecto de borde en la colonización y diversidad de hongos ectomicorrícicos en un bosque de roble no intervenido y en dos bosques de roble en contacto con zonas de intervención antropogénica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El municipio de Arcabuco (Boyacá) en Colombia, se encuentra sobre la Cordillera Oriental, a una altura de 2739 m.s.n.m. su temperatura varía entre 14° y 16° C dependiendo de la ubicación de las diferentes veredas (Plan de Desarrollo de Arcabuco República de Colombia, 2008-2011). Para esta investigación, se establecieron tres zonas de estudio, en las cuales se determinó una hectárea de bosque de roble. La primera zona de bosque se encuentra ubicada a 5° 46' 10" N 73° 26'13" O en la vereda Centro y se nombró con las siglas BNI (bosque de roble no intervenido), la segunda zona de bosque se encuentra rodeada de *Eucalyptus* sp. (BE) y esta ubicada a 5° 46' 12"N 73° 25'56"W en la misma vereda, por último, la tercera zona de bosque se encuentra en contacto con ganadería ubicada a 5° 44' 49"N 73° 25'59"W en la vereda Rupavita y se definió con las siglas BG (Fig. 1).

Determinación de borde y recolección de ectomicorrizas del roble

Para determinar el borde, se midieron variables ambientales como temperatura ambiente y del suelo, luminosidad y humedad del suelo, a una distancia de cero a cinco metros en la interacción del bosque de roble con la actividad antropogénica (Tabla 1). En cada sitio de muestreo se seleccionaron siete árboles de *Q. humboldtii*. En el bosque de roble no intervenido (BNI), se escogieron siete árboles en el borde y siete en el interior de bosque. En las matrices BE y BG, se seleccionaron árboles cercanos a las zonas intervenidas con ganadería y con *Eucalyptus* sp. (Especie foránea). Se tuvo en cuenta que los árboles escogidos se encontraran en etapa adulta con un DAP (Diámetro a la Altura del Pecho) mayor de 45 cm y separados a 12 m entre sí. Se recolectó una muestra de suelo con raicillas de roble por árbol, en cada sitio de muestreo (BNI-B, BNI-C, BE y BG) para un total de 28 muestras.

Extracción de raicillas

Se realizó una excavación de 25 cm, tomando como guía las raíces principales de cada árbol. Las raíces se separaron del suelo por medio de un tamiz de dos mm de malla. El suelo adherido se lavó con agua a presión y las raicillas se

extrañeron usando pinzas y cuchillas. Posteriormente, se caracterizó cada morfotipo siguiendo la metodología de caracterización ectomicorrícica propuesta por Agerer (1991) describiendo el manto, estructuras microscópicas y tomando fotografías de cada uno.

Porcentaje de colonización

El porcentaje de colonización se determinó de acuerdo a Gehring y Whitham (1994) con la modificación de tener solo en cuenta la colonización de ápices totales. De cada muestra, se separaron cuatro submuestras constituidas cada una por un volumen uniforme de raicillas, suficientes para completar una cuadrícula de 6 x 6 cm, en donde se contaron nueve campos visuales. Con ayuda de un estereoscopio se realizó la cuantificación de ápices radicales colonizados por ectomicorrizas y ápices radicales totales contabilizados. Con estos resultados se aplicó la siguiente ecuación de Gehring y Whitham (1994):

$$\% \text{ colonización total} = (\text{Número de ápices radicales colonizados}) / (\text{Número total de ápices radicales observados en cada submuestra}) \times 100.$$

Caracterización de morfotipos ectomicorrícicos

Los morfotipos se observaron y diferenciaron teniendo en cuenta parámetros propuestos por Agerer (1991; 2006). En la descripción macroscópica, se registró el tipo de ramificación del ápice radical, la presencia de hifas emanantes, el color y la apariencia de la superficie del manto fúngico. Para la descripción microscópica se describieron características como: Tipo de manto (MTY, por sus siglas en inglés), Rizomorfos (RH, por sus siglas en inglés), Cistidios (CY, por sus siglas en inglés), Color del manto de ectomicorriza (ECM, por sus siglas en inglés), Reacciones químicas (CR, por sus siglas en inglés), Hifas emanantes (EHY, por sus siglas en inglés) y fíbulas (FI, por sus siglas en inglés), se realizó un lavado y despigmentación del manto fúngico de las raíces ectomicorrizadas de acuerdo al protocolo de Phillips y Hayman, (1970) y se tiñeron con azul de lactofenol siguiendo a Brundrett et al. (1997).

Análisis estadístico

Se usó el índice de diversidad verdadera, este índice tiene como parámetro la letra Q que varía y es sensible a las abundancias relativas de las especies, en este caso morfotipos de ECM. Cuando Q=0 proporciona la riqueza de especies, en el límite cercano a 1 (Q=1) proporciona la entropía de Shannon o una transformación simple de este; y cuando Q=2, las fórmulas proporcionan el índice de Gini Simpson, o una transformación simple de este, siendo sensible a la dominancia de especies (Jost, 2018). Para cada medida de diversidad se utilizó el paquete INEXT (iNterpolation

and EXTrapolation) del software R versión 4.0.2 sux Team (2020), ajustado por Chao y Jost (2012). Adicionalmente, se realizó una gráfica de riqueza y abundancia teniendo en cuenta la frecuencia de ápices totales colonizados encontrados en los tres bordes e interior de bosque de roble no intervenido. El porcentaje general de colonización de ectomicorrizas, se comparó usando la prueba estadística T-Test ($p < 0,05$). Se analizó cada variable ambiental con el Software SigmaPlot 12.0 (Systat Software, 2011) y por medio de un Análisis de Componentes Principales (ACP) se compararon la incidencia de las variables en los tres bordes y el interior de bosque no intervenido (BNI).

Tabla 1. Variables ambientales registradas en cada sitio de muestreo.

Zona de muestreo	Árbol	Luz (Lux)	T ambiente °C	T suelo °C	Humedad suelo %
BNI-B	1	900	19	13,3	32,4
	2	1000	22,4	13,1	28,5
	3	1100	22,7	13,8	37,5
	4	900	23	13,5	34,3
	5	1200	21	13	35,2
	6	1800	21	13	30,6
	7	1500	22	13	35,8
BNI-C	1	700	20	13,6	67,4
	2	800	19	13,7	54,6
	3	850	19,6	13,6	57,2
	4	650	20,8	13,2	67,8
	5	760	17	13	65,4
	6	680	17	13,2	58,3
	7	730	16,9	12,9	57,6
BE	1	1000	22,1	13,5	48,7
	2	870	19,5	14,1	52,5
	3	900	19,8	13,6	50,2
	4	1200	20,1	14,3	49,6
	5	950	20,3	14,5	55,1
	6	1150	20,4	13,8	59,4
	7	1000	19,4	14,2	53,6
BG	1	2600	19	13,5	27,3
	2	3500	20	13,8	18,2
	3	3200	20	14,1	22,4
	4	2300	19,8	14,2	17,2
	5	2800	19	13,8	17,7
	6	2480	20	13,6	25,6
	7	2980	19,5	14,1	23,6

RESULTADOS

Determinación de borde y análisis de variables ambientales

Los valores promedio de las variables ambientales fueron de 1446 lux, 20 °C de temperatura ambiente, 13 °C temperatura suelo y 42,3 % de humedad (Tabla 1). A través del ACP se mostró la interacción de las variables ambientales con respecto a la estructura de las comunidades observadas, en donde las variables humedad de suelo y luminosidad aportan más información al diferenciar el borde del centro del bosque, debido a que separan los dos componentes, describiendo 49 % y 26 %, respectivamente de la varianza total (Fig. 2a).

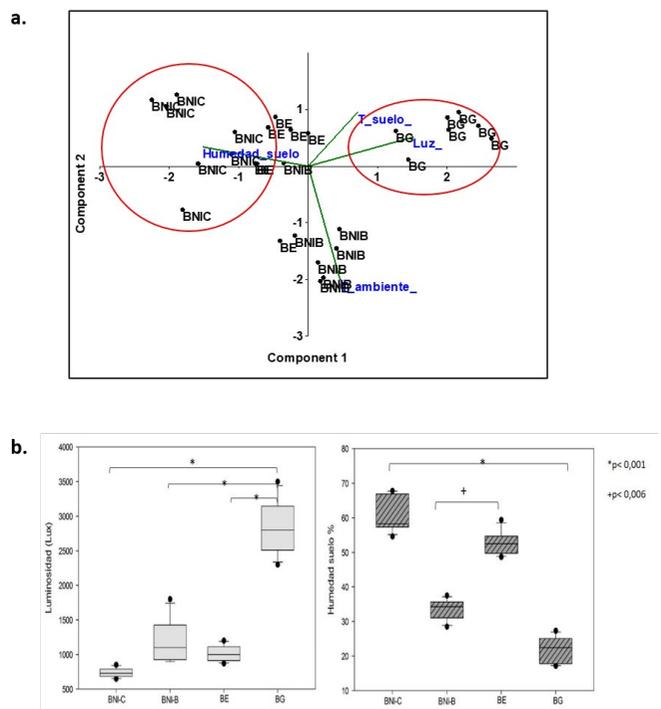


Figura 2. a. Análisis de componentes principales (ACP) de las variables ambientales registradas en cada zona de muestreo (Luminosidad, Humedad de suelo, Temperatura ambiente, Temperatura de suelo). Cada sigla representa el árbol escogido por lugar y los círculos encierran dos grupos que separan los componentes 1 y 2. b. Boxplot de las variables ambientales luminosidad y humedad.

Porcentaje de colonización

De las 28 muestras de suelo, se cuantificaron 31 211 ápices radicales, de los cuales 9329 están colonizados por ECM y corresponden a diez morfotipos de ECM diferentes. Se encontró que el porcentaje de colonización en el borde BG fue el más alto con porcentaje promedio de 47 %, presentando diferencia significativa ($p < 0,001$, prueba Test-T) en comparación a los demás bordes que

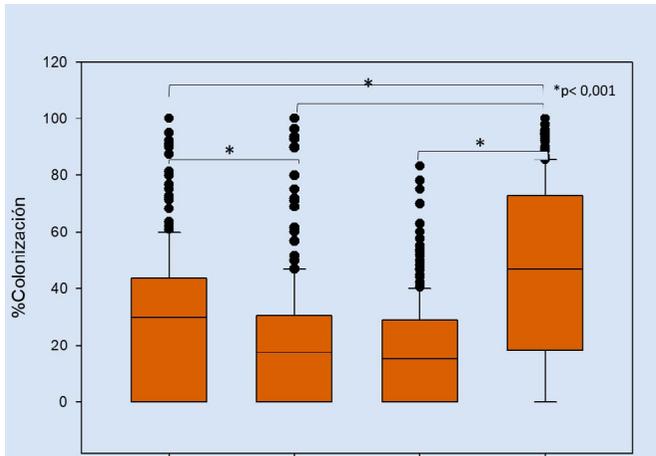


Figura 3. Porcentaje de colonización de ectomicorrizas en *Quercus humboldtii*. (BNI-C): interior de bosque de roble no intervenido, (BNI-B): borde de bosque de roble no intervenido, (BE): borde de bosque de roble en contacto con eucalipto y (BG): borde de bosque de roble en contacto con ganadería.

presentaron porcentajes medios, 15 % en BE, 18 % BNI-B y 30 % en BNI-C. De igual manera, los bordes BE y BNI-B presentaron diferencia significativa al compararlos con BNI-C con valores $p < 0,001$ (prueba Test-T) (Fig. 3).

Identificación de morfotipos ectomicorrícicos

En total se identificaron diez taxones ectomicorrícicos en los ápices radicales de *Quercus humboldtii* colectados en las tres zonas de estudio. Un morfotipo de ECM pertenece al orden Mytilinidiales (Ascomycota) y nueve morfotipos al filo Basidiomycota, con representantes de los órdenes Gomphales, Russulales y Telephorales. Seis de los taxones, se encontraron en el borde de bosque de roble no intervenido (BNI-B), siete se registraron al interior del mismo bosque (BNI-C), siete al borde de bosque de roble en contacto con plantaciones de *Eucalyptus* sp. (BE) y diez se identificaron en borde de bosque de roble en contacto con ganadería (BG) (Fig. 4 y 5).

Cenococcum sp. fue el morfotipo ectomicorrícico más abundante al interior y borde de bosque de roble no intervenido (BNI-C y BNI-B) y en el borde de bosque de roble en contacto con plantaciones de eucalipto (BE). En el caso del borde de bosque en contacto con ganadería (BG), *Lactarius* sp. 2 fue el más abundante y los morfotipos *Tomentella* sp. 1, *Tomentella* sp. 2 y Morfotipo 1 (AI) se registraron solamente en el borde de esta zona de estudio (Fig. 4).

El borde de bosque en contacto con zona de ganadería (BG) presentó mayor cantidad de morfotipos con un valor de riqueza $Q_0 = 10$, seguido de BE y BNI-C con valores $Q_0 = 7$ cada uno y por último BNI-B, evidenció menor riqueza con valor $Q_0 = 5$. En la diversidad del orden uno (Q_1 exponencial de Shannon), BG presentó la mayor diversidad de morfotipos (siete), seguido de BE con seis morfotipos y por último BNI-C y BNI-B con cinco morfotipos, igualmente comunes (*Cenococcum*

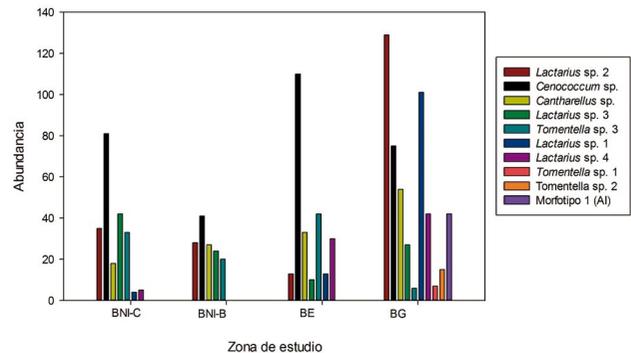


Figura 4. Abundancia medida por la frecuencia de ápices colonizados por morfoespecies de ectomicorrizas y riqueza de morfotipos de ECM en *Quercus humboldtii*. (BNI-C): interior de bosque de roble no intervenido, (BNI-B): borde de bosque de roble no intervenido, (BE): borde de bosque de roble en contacto con eucalipto y (BG): borde de bosque de roble en contacto con ganadería.

sp., *Lactarius* sp. 2, *Lactarius* sp. 3, *Cantharellus* sp. y *Tomentella* sp. 3) En BG y BE se evidenció mayor número de morfotipos dominantes de acuerdo a la diversidad del orden dos (Fig. 6).

DISCUSIÓN

En este estudio se evaluó el efecto de factores antropogénicos, como plantación y ganadería en la estructura de la comunidad ectomicorrícica asociada a *Quercus humboldtii*. En cada zona de estudio se evidenció una composición y colonización diferente del componente ectomicorrícico frente al efecto de borde provocado por ganadería y plantaciones de eucalipto.

Las condiciones microclimáticas son factores importantes que son influidos por los efectos de borde y generalmente difieren de las del interior de hábitat (Porensky y Young, 2013). En esta investigación, los datos de las variables ambientales presentaron diferencias significativas a nivel de luminosidad ($p < 0,001$) y porcentaje de humedad en el suelo ($p < 0,001$) (Fig. 2b). En el borde del bosque, el suelo generalmente suele ser más cálido y seco que en el interior del bosque debido a que se aumenta la pérdida de humedad por una mayor exposición al viento y la luz solar (Hylander, 2005; Magnago et al., 2015). Estas fluctuaciones microclimáticas (temperatura del ambiente y suelo, luminosidad y humedad del suelo) en los bordes de las matrices probablemente pudieron ser importantes para el establecimiento de la colonización ectomicorrícica y para la distribución de morfotipos de acuerdo a la frecuencia de ápices colonizados.

Se observaron valores más altos de colonización ectomicorrícica en los ápices radicales de los robles en zona en contacto con ganadería (47 %) en comparación con las demás zonas. En este borde, se encontró mayor exposición de luz con valores entre 2300 - 3000 lux (Tabla 1). De acuerdo

a lo anterior, Turner et al. (2009) señalan en su estudio que a niveles mayores de luz se promueve una mayor fijación de C y más cantidad de este elemento se transloca a las raíces de los árboles, lo que podría favorecer una colonización mayor de las raíces en el hospedador. Caso contrario con lo observado en las demás zonas. En el interior de bosque no intervenido (BNI-C) el porcentaje promedio registrado de colonización fue del 30 %, no obstante, al borde de este mismo bosque (BNI-B) se mostraron porcentajes de colonización de ápices

de 18 %. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Zhou et al. (1997) en plántulas de *Quercus rubra* L. donde evidenciaron porcentajes de 37 % en 50 m al interior de estos bosques y 22 % de ápices colonizados al borde. Estos valores, aunque un poco más bajos a los observados en este estudio, demuestran que puede presentarse un importante efecto de borde sobre la colonización ectomicorrícica al interior con el borde de bosque sin intervención antropogénica.



Figura 5. Ectomicorizas registradas en *Quercus humboldtii*. a-b-c: *Cantharellus* sp. d-e-f: Morfotipo 1 (Gomphaceae). g-h-i: *Lactarius* sp.1 j-k-l: *Lactarius* sp.2. m-n-o: *Lactarius* sp.3. p-q-r: *Lactarius* sp.4. s-t-u: *Tomentella* sp.1. v-w-x: *Tomentella* sp.2. y-z-a1: *Tomentella* sp.3. b1-c1-d1: *Cenococcum* sp. b-e-h-k-n-q-t-w-z-c1: Corte transversal del morfotipo en 40x. c-i-l-u-x-a1-d1: Tipo de Manto. Los triángulos blancos con borde negro señalan oleocantocistidios en fy cistidios clavados en u en la superficie del manto. Las flechas negras indican la presencia de hifas laticíferas características de *Lactarius*. El círculo negro en a1 señala la presencia de amiloidea en algunas paredes de hifas en *Tomentella* sp.2.

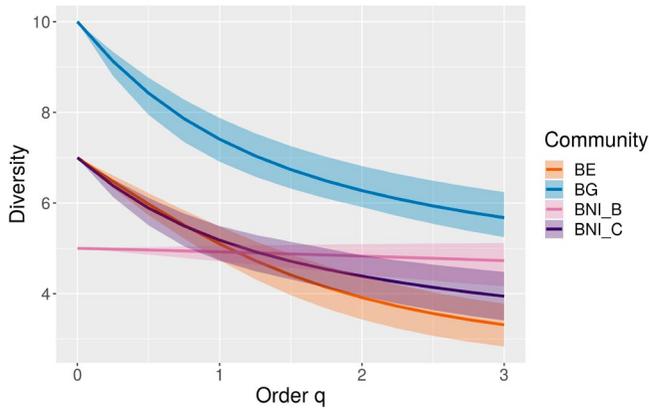


Figura 6. Perfiles de diversidad estimados para el orden de diversidad entre 0 y 2 en función del método estadístico ajustado por Chao y Jost (2012).

En el borde de bosque cercano a plantación de *Eucalyptus* sp. (BE) se registró una colonización de 15 % exhibiendo valores similares a los observados en el borde de bosque no intervenido (BNI-B). Algunos estudios han evidenciado que las plantas no nativas tienen el potencial de causar interrupciones sobre las asociaciones micorrícicas con plantas nativas (Ruckli et al., 2016). Wolfe et al. (2008) observaron una disminución del porcentaje de colonización ectomicorrícica causado por el efecto de una especie invasora con propiedades antifúngicas que inhibían el contacto simbiótico de raíz-hongo en plantaciones de pino. Por el contrario, Suz et al. (2017) no observaron diferencias significativas en la colonización ectomicorrícica en plantaciones mixtas de pino y roble, ya que se encontraban especies micorrícicas generalistas que permitían la colonización de raíces entre ambos hospedadores. En este estudio, no se presentaron diferencias significativas en el porcentaje de colonización al haber un hospedador exótico cercano a los bosques de roble como lo es el eucalipto. No obstante, se necesita más investigación para saber si hay efectos inhibitorios del eucalipto o si se presenta alguna sinergia de las ectomicorrizas del roble andino con esta especie invasora.

De los diez morfotipos ectomicorrícicos registrados en los tres bosques de *Q. humboldtii*, los géneros *Cantharellus* y *Lactarius* han sido registrados como micobiontes del roble andino (Singer, 1963; Peña-Venegas y Vasco-Palacios, 2019; Vargas y Restrepo, 2020) a diferencia de los géneros *Cenococcum* y *Tomentella* los cuales no se habían reportado previamente en estos bosques de roble. No obstante, estos últimos géneros se han reportado asociados a otras especies de *Quercus* como, por ejemplo: *Quercus ilex* L., *Quercus robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. y *Quercus pubescens* Willd., nom. cons. en bosques templados (Richard et al., 2004; Herzog et al., 2012).

Los efectos de borde causan diferencias entre las comunidades ectomicorrícicas (Dickie y Reich, 2005).

Por ejemplo, la composición ectomicorrícica disminuye o las especies están ausentes en el borde de bosque en una distancia de cero hasta diez metros hacia el interior del bosque (Crockatt, 2012). En el presente estudio, el borde se determinó como una distancia entre cero a cinco metros, observándose una disminución de la riqueza en el borde de bosque no intervenido (BNI-B) en concordancia con la distancia documentada por Crockatt (2012). En el estudio de Turner et al. (2009), las plántulas que se encontraban a bajos niveles de luz no presentaron alta diversidad de ECM, similar a lo observado en BNI y BE con una baja riqueza de morfotipos, en las cuales se registraron niveles bajos de luminosidad de 100-800 lux (Tabla, 1).

Adicionalmente, se observó mayor frecuencia de *Cenococcum* sp. en BNI y BE. Esto se corrobora con otros estudios en los que este género aparece en abundancias significativas entre árboles cercanos y/o distantes del borde (Dickie y Reich, 2005). LoBuglio (1999), afirma que el género *Cenococcum* tiene una naturaleza cosmopolita y carácter generalista como simbiote y parece alcanzar abundancias máximas donde otros hongos están ausentes. Asimismo, Jany et al., (2002), observaron que ectomicorrizas del género *Cenococcum* presentan una variación genética importante que contribuye a su amplia distribución. La abundancia de *Lactarius* sp. 1 y *Lactarius* sp. 2 aumentó considerablemente en BG como se observa en la Fig. 4. Previamente se ha documentado que algunas especies de *Lactarius* tienden a incrementar su abundancia donde hay una mayor exposición de luz (Kummel y Lostroh, 2011).

CONCLUSIONES

El efecto de borde en cada sitio de estudio tuvo resultados distintos en la composición de especies formadoras de ectomicorrizas y el grado de colonización. Lo anterior se evidencia con el aumento en la riqueza como índice de diversidad y en la colonización ectomicorrícica en el borde de bosque en contacto con ganadería (BG) y la variación en la abundancia y dominancia de *Cenococcum* sp. en el borde del bosque en contacto con plantaciones de *Eucalyptus* sp. (BE). No obstante, los resultados obtenidos no permiten determinar si existen efectos inhibitorios del eucalipto o si se presenta sinergia de ectomicorrizas del roble andino con las de la plantación de *Eucalyptus* sp. Adicionalmente, la influencia de factores ambientales como la humedad y luminosidad sobre los componentes de composición y riqueza en cada sitio, fueron informativas en este estudio y mostraron que las comunidades ectomicorrícicas en el borde varían con las del interior de bosque de acuerdo a lo revelado en el Análisis de Componentes Principales. Por lo anterior, en esta investigación se documenta que las ectomicorrizas pueden presentar respuestas diferentes frente a factores biológicos y ambientales que se producen en la transición de dos hábitats distintos o efecto de borde por actividades antropogénicas sobre el componente de

especies formadoras de ectomicorrizas. A futuro se esperan realizar análisis moleculares de ectomicorrizas con el fin de determinar las especies asociadas a cada morfotipo de ectomicorrizas encontradas en este estudio. Asimismo, se resalta la importancia de estudiar si el eucalipto en contacto con el roble, inhibe el crecimiento de ectomicorrizas.

AGRADECIMIENTOS

A la fundación Alejandro Ángel Escobar por la financiación de esta investigación, a la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, al Grupo de Investigación Biología para la Conservación (GBPC) y línea de investigación usos y saberes de hongos en Andes Nororientales por su contribución y apoyo en el uso de laboratorios, a Don Juan Pablo Henao y su esposa Diana Hortúa, propietarios de la reserva Madre Monte ubicada en la vereda Centro, a Doña Liliana Natalie propietaria de la finca El Diamante localizada en la misma vereda y a Don Libardo Bautista propietario de la finca Santa Juana en la vereda Rupavita del municipio de Arcabuco, por permitirme realizar esta investigación en sus propiedades privadas.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses

REFERENCIAS

- Agerer, R. (1991). Characterization of ectomycorrhiza. In J. R. Norris, D. J. Read and A. K. Varma, (Eds.). *Methods in Microbiology* (pp. 25-73). Academic Press.
- Agerer R. (2006). Fungal relationships and structural identity of their ectomycorrhizae. *Mycological Progress*, 5(2), 67-107. <https://doi.org/10.1007/s11557-006-0505-x>
- Avella Muñoz, A., y Cárdenas Camacho, L. (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), 5-30. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2010.1.a01>.
- Bainard, L. D., Klironomos, J. N. and Gordon, A. M. (2011). The mycorrhizal status and colonization of 26 tree species growing in urban and rural environments. *Mycorrhiza*, 21, 91-96. <https://doi.org/10.1007/s00572-010-0314-6>
- Brundrett, M., Bougher, N., Dell, B., Grove, T. and Malajczuk, N. (1997). *Working with Mycorrhizas in Forestry and Agriculture* (pp. 374.). ACIAR. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.1997.00703-7.x>
- Brundrett, M. (2004). Diversity and classification of mycorrhizal associations. *Biological Reviews*, 79(2), 473-495. <https://doi.org/10.1017/S1464793103006316>
- Chao, A. and Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533-2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca. (2016). *Plan de manejo y conservación del Roble (Quercus humboldtii Bonpl.) en la jurisdicción Car Cundinamarca*. Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca.
- Crockatt, M. (2012). Are there edge effects on forest fungi and if so, do they matter? *Fungal Biology Reviews*, 26(2-3), 94-101. <https://doi.org/10.1016/j.fbr.2012.08.002>
- Dickie, A. I., and Reich P. B. (2005). Ectomycorrhizal fungal communities at forest edges. *Journal of Ecology*, 93(2), 244-255. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.00977.x>
- Ewers, R. M., and Didham, R. K. (2006). Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. *Journal of Applied Ecology*, 43(3), 527-536. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01151.x>
- Gehring, C., and Whitham, T. (1994). Comparisons of ectomycorrhizae on pinyon pines (*Pinus edulis*; Pinaceae) across extremes of soil type and herbivory. *American Journal of Botany*, 81(12), 1509-1516. <https://doi.org/10.2307/2445327>
- Gutiérrez, F. (2006). *Estado de conocimiento de especies invasoras. Propuesta de lineamientos para el control de los impactos* (pp. 158.). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt.
- Herzog, C., Peter, M., Pritsch, K., Günthardt-Goerg, M.S. and Egli, S. (2012). Drought and air warming affect abundance and exoenzyme profiles of *Cenococcum geophilum* associated with *Quercus robur*, *Q. petraea* and *Q. pubescens*. *Plant Biology*, 15(s1), 230-7. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2012.00614.x>
- Hylander, K. (2005). Aspect modifies the magnitude of edge effects on bryophyte growth in boreal forests. *Journal of Applied Ecology*, 42(3), 421-604. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01033.x>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (23 de febrero de 2019). Monitoreo y seguimiento al fenómeno de la deforestación en Colombia. <http://www.ideam.gov.co/web/bosques/deforestacion-colombia>.
- Jany, J. -L., Garbaye, J. and Martin, F. (2002). *Cenococcum geophilum* populations show a high degree of genetic diversity in beech forests. *New Phytologist*, 154(3), 651-659. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2002.00408>
- Jost, L. 2018. ¿Qué entendemos por diversidad? El camino hacia la cuantificación. *Métode*, 98(9), 39-45. <https://doi.org/10.7203/metode.9.11472>
- Kummel, M., and Lostroh, P. (2011). Altering light availability to the plant host determined the identity of the dominant ectomycorrhizal fungal partners and mediated mycorrhizal effects on plant growth. *Botany*, 89, 439-450. <https://doi.org/10.1139/b11-033>
- LoBuglio, K. F. (1999). *Cenococcum*. In J. W. G. Cairney, and S. W. Chambers, (Eds.). *Ectomycorrhizal fungi in key genera in profile* (pp. 287-309). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-662-06827-4_12

- Lothamer, K., Brown, S. P., Mattox, J. D. and Jumpponen, A. (2014). Comparison of root-associated communities of native and non-native ectomycorrhizal hosts in an urban landscape. *Mycorrhiza*, 24, 267-280. <https://doi.org/10.1007/s00572-013-0539-2>
- Magnago, L. F. S., Rocha, M. F., Meyer, L., Venâncio, S. M and Alves Meira-Neto, J.A. (2015). Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic Forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, 24, 2305-2318. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0961-1>
- Miller-Rushing, A. J., Primack, R. B., Devictor, V., Corlett, R. T., Cumming, G. S., Loyola, R., Maas, B. and Pejchar, L. (2019). How does habitat fragmentation affect biodiversity? A controversial question at the core of conservation biology. *Biological Conservation*, 232, 271-273. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.029>
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(2), 58-62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)
- Neri-Luna, C., y Villarreal-Ruiz, L. (2012). Simbiosis micorrízica: un análisis de su relevante función ecosistémica y en la provisión de servicios ambientales. En F.M. Huerta-Martínez, y L. P. Castro-Félix, (Eds.). *Interacciones Ecológicas* (pp. 37-62). Universidad de Guadalajara.
- Palacio, J. D, y Fernández, J. F. (2006). Estado de la investigación en genética de la conservación de los robles (Fagaceae) en Colombia. En C. Solano y N. Vargas (Eds.). *Memorias Primer Simposio Internacional de Roble y Ecosistemas Asociados*. (pp. 57-73). Fundación Natura Bogotá.
- Peña-Venegas, C., and Vasco-Palacios, A. (2019). Endo- and Ectomycorrhizas in Tropical Ecosystems of Colombia. In M. Pagano, and M. Lugo, (Eds.), *Mycorrhizal Fungi in South America* (pp. 111-146). Fungal Biol. https://doi.org/10.1007/978-3-030-15228-4_6
- Phillips, J. M., and Hayman, D.S. (1970). Improved Procedures for Clearing Roots and Staining Parasitic and Vesicular-arbuscular Mycorrhizal Fungi for Rapid Assessment of Infection. *Transactions of the British Mycological Society*, 55(1), 158-161. [https://doi.org/10.1016/S0007-1536\(70\)80110-3](https://doi.org/10.1016/S0007-1536(70)80110-3)
- Plan de Desarrollo de Arcabuco República de Colombia, Departamento de Boyacá, Alcaldía municipal de Arcabuco. (2008-2011). p. 6. Recuperado el 24 de febrero del 2019 de: <https://www.yumpu.com/es/document/read/12795280/boyaca-pd-2008-2011-arcabuco>
- Porensky, L., and Young, T. (2013). Edge-effect interactions in fragmented and patchy landscapes. *Conservation Biology*, 27(3), 509-519. <https://doi.org/10.1111/cobi.12042>
- RStudio Team. (2020). RStudio: Integrated Development for R. RStudio [programa de ordenador]. versión 4.0.2 PBC, Boston, MA.
- Richard, F., Moreau, P. A., Selosse, M. A., and Gardes, M. (2004). Diversity and fruiting patterns of ectomycorrhizal and saprobic fungi in an old-growth Mediterranean forest dominated by *Quercus ilex*. *Canadian Journal of Botany*, 82(12), 1711-1729. <https://doi.org/10.1139/b04-128>
- Ruckli, R., Rusterholz, H. P., and Baur, B. (2016). Disrupting ectomycorrhizal symbiosis: Indirect effects of an annual invasive plant on growth and survival of beech (*Fagus sylvatica*) saplings. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 19, 12-20. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2016.01.005>
- Singer, R. (1963). Oak mycorrhiza fungi in Colombia. *Mycopathologia et mycologia applicata*, 20, 239-252. <https://doi.org/10.1007/BF02089212>
- Systat Software. (2011). SigmaPlot for Windows Version 12.0. San Jose: Systat Software Inc.
- Smith, S., and Read, D. J. (2008). *Mycorrhizal symbiosis* (3ra Ed., pp.191). Academic Press.
- Suz, L. M., Kallow, S., Reed, K., Bidartondo, M. I., and Barsoum, N. (2017). Pine mycorrhizal communities in pure and mixed pine-oak forests: Abiotic environment trumps neighboring oak host effects. *Forest Ecology and Management*, 406, 370-380. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.030>
- Turner, G. D., Lewis, J. D., Mates-Muchin, J. T., Schuster, W. F., and Watt, L. (2009). Light availability and soil source influence ectomycorrhizal fungal communities on oak seedlings grown in oak and hemlock-associated soils. *Canadian Journal of Forest Research*, 39, 1247-1258. <https://doi.org/10.1139/X09-051>
- Vargas, N., Pardo-de La Hoz, C., Danies, G., Franco-Molano, A. E, Jiménez, P., Restrepo, S., and Grajales A. (2017). Defining the phylogenetic position of *Amanita* species from Andean Colombia. *Mycologia*, 109(2), 261-276. <https://doi.org/10.1080/00275514.2017.1309631>
- Vargas, N., and Restrepo, S. A. (2020). Checklist of Ectomycorrhizal Mushrooms Associated with *Quercus humboldtii* in Colombia. In J. Pérez-Moreno, A. Guerin-Laguette, R. Flores Arzú, and F. Q. Yu, (Eds.). *Mushrooms, Humans and Nature in a Changing World* (pp. 425-450). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-37378-8_16
- Vasco-Palacios, A., Franco-Molano, A. E. y López, C. (2007). *Reserva Natural Regional Cuchilla Jardín Támesis Antioquia, Una mirada a su biodiversidad. Capítulo 3 "Macrohongos de un Bosque de Roble, Quercus humboldtii Bonpl., en la Vereda Contrafuerte, Municipio de Andes (Colombia)"* (pp. 156).
- Vasco-Palacios A. M., and Franco Molano, A. E. (2021). *Diversity of Colombian macrofungi (Ascomycota - Basidiomycota)*. v1.2. Universidad de Antioquia. Dataset/Checklist. <https://doi.org/10.15472/o8vo29>
- Witte, L. C., Rosenstock, N. P., Van der Linde, S., and Braun, S. (2017). Nitrogen deposition changes ectomycorrhizal communities in Swiss beech forests. *Science of The Total Environment*, 605-606, 1083-1096. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.142>

Wolfe, B. E., Rodgers, V. L., Stinson, K. A., and Pringle, A. (2008). The invasive plant *Alliaria petiolata* (garlic mustard) inhibits ectomycorrhizal fungi in its introduced range. *Journal of Ecology*, 96(4), 777-783. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01389.x>

Zhou, M., Sharik L. T., Jurgensen, M. F., and Richter, D. L. (1997). Ectomycorrhizal colonization of *Quercus rubra* seedlings in response to vegetation removals in oak and pine stands. *Forest Ecology and Management*, 93 (1-2), 91-99. [https://doi.org/10.1016/S03781127\(96\)03938-2](https://doi.org/10.1016/S03781127(96)03938-2)