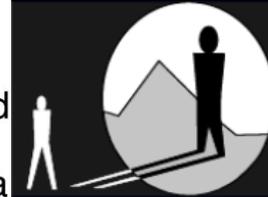




Universidad
Nacional
de Córdoba



Universidad Nacional de Córdoba

Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales

Carrera de Ciencias Biológicas

**Efecto del fuego sobre las comunidades criptogámicas en bosques de
Polylepis australis del Parque Nacional Quebrada del Condorito,
Córdoba, Argentina**

Tesinista: Agostina Perazzo

Firma:

Director: Dr. Juan Manuel Rodríguez

Firma:

Centro de Ecología y Recursos Naturales Renovables “Dr. R. Luti”

**Instituto de Investigaciones Biológicas y Tecnológicas IIByT (CONICET –
UNC).**

Efecto del fuego sobre las comunidades criptogámicas en bosques de *Polylepis australis* del Parque Nacional Quebrada del Condorito, Córdoba, Argentina

Tribunal Examinador

Nombre y Apellido: Firma:

Nombre y Apellido: Firma:

Nombre y Apellido: Firma:

Calificación:

Fecha:

1. Resumen

Se llama cobertura criptogámica a la superficie terrestre ocupada por organismos fotosintéticos no vasculares. Está formada por líquenes, briófitos, algas y cianobacterias tanto epífitas, como creciendo sobre el suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar como el fuego afecta a las comunidades criptogámicas asociadas a bosques de *Polylepis australis* en relación a variables ambientales tanto a nivel de parcela como de micrositio. En un sector del Área Protegida incendiado en setiembre de 2015 se delimitaron 40 parcelas de 30 x 30 m (quince meses después del siniestro), 20 en bosques no quemados y 20 en bosques quemados y en ellas, se seleccionaron al azar cinco cuadrados de 2 x 2 m para estimar cobertura criptogámica en suelo y en roca diferenciando líquenes y briófitos. Como variables de contexto se estimaron: cobertura de plantas vasculares, suelo desnudo, mantillo, orientación y pendiente en cada cuadrado y en cada parcela. Además, se estimó la cobertura de bosque previo al incendio y la severidad del fuego. Para cada parcela se seleccionaron tres individuos de *P. australis* a fin de determinar diversidad y composición de líquenes presentes bajo la canopia. Como variable respuesta se identificaron tanto las especies liquénicas que utilizan *P. australis* como forófito, como aquellas que crecen en otros sustratos: arbustos, rocas y suelo. Los resultados muestran una ausencia casi total de la cobertura criptogámica en suelo y en roca quince meses después del siniestro, a pesar de la recuperación de la vegetación vascular, incluso a severidades más bajas de fuego. Además se observa una notable disminución de la diversidad de especies de líquenes al comparar parcelas quemadas con no quemadas. Se discute el posible impacto de la pérdida de cobertura criptogámica en el ecosistema de bosque de *Polylepis* junto con la diversidad liquénica que albergan estos bosques y la importancia de su conservación.

2. Introducción

La cobertura criptogámica es aquella superficie terrestre ocupada por organismos fotosintéticos no vasculares, tales como los líquenes, briófitos, algas y cianobacterias tanto epífitas como creciendo sobre el suelo (Elbert et al. 2012). Ésta es responsable del 8% del ciclado del carbono y el 50% del nitrógeno que se fija en la superficie del planeta (Elbert et al. 2012). En el suelo, favorece la agregación y cohesión de partículas, modula la infiltración, reduce la erosión y afecta de manera directa a las plantas vasculares influyendo en su establecimiento, contenido nutricional y estado hídrico. En ausencia de disturbio, estos organismos y las secreciones de su metabolismo se asocian con partículas inorgánicas formando una capa en la superficie del suelo que se hace más cohesiva con el tiempo (Johansen 1993, Belnap & Lange 2003).

Entre los elementos más conspicuos de la cobertura criptogámica en bosques están los líquenes. Entre sus principales funciones pueden mencionarse: fijación de nitrógeno, ciclado de nutrientes y provisión de microhábitats y alimento para pequeños invertebrados y materiales para nidios (Will-Wolf et al. 2002). Los briófitos, por su parte, se presentan ligados principalmente a las comunidades liquénicas terrícolas y epífitas, desempeñando el papel de cohesionantes, de soporte mecánico o evitando la rápida evaporación de la humedad del sustrato (Barreno & Pérez-Ortega 2003).

Las Sierras Grandes de Córdoba, y en particular los bosques de *Polylepis*, son un reservorio de biodiversidad del cual líquenes y briófitos forman parte. El clima templado permite el desarrollo de comunidades de criptógamas muy diversas que utilizan como sustrato a los árboles, arbustos, rocas y suelo (Galloway 2008). La diversidad de estos organismos se refleja en los endemismos encontrados y en la riqueza de especies descriptas para la provincia (Robledo & Renison 2010; Rodríguez et al. 2011, 2016, 2017).

En las Sierras Grandes de Córdoba, Argentina, el fuego es una herramienta de manejo importante que se utiliza asociada a las actividades ganaderas para eliminar la biomasa seca acumulada de pastos y producir su rebrote en el período de mayor escasez (Díaz et al. 1994; Cingolani et al. 2008). En la actualidad, los fuegos de origen natural son muy escasos debido a que generalmente las tormentas eléctricas ocurren en temporada de lluvias (Cingolani et al. 2008). Los bosques de la parte alta de las Sierras Grandes están dominados por la especie *Polylepis australis* Bitter (Rosaceae), conocida vulgarmente como “tabaquillo”. Éstos se encuentran en las grandes quebradas, aunque existen pequeños bosques o individuos aislados en quebradas menores, sitios rocosos y a lo largo de arroyos (Cabido & Acosta 1985). Se sabe que su distribución actual se debe a la presión ganadera y a la frecuencia de incendios (Renison et al. 2002, 2013; Cingolani et al. 2008). Por esta razón en 1997 se creó el Parque Nacional Quebrada del Condorito para proteger las cabeceras de cuenca que abastecen de agua a la ciudad de Córdoba incluyendo la conservación del suelo y de la biodiversidad asociada. A pesar de que la presión de pastoreo y el fuego interno ahora están restringidas en el Parque Nacional, esta restricción es muy reciente (enero de 2001, Cingolani et al. 2008).

En terrenos montañosos la recuperación post-fuego está influenciada por las características topográficas del terreno, como la altitud, la exposición de ladera y la posición topográfica (Kulakowski & Veblen 2002, Collins et al. 2007, Sherman et al. 2008). Estas variables condicionan las características ambientales del sitio como la temperatura y la humedad, afectando los patrones de germinación y la tasa de crecimiento de las distintas especies vegetales, así como las

interacciones entre las mismas (Giorgis et al. 2013). En general en el hemisferio sur, las laderas norte son las que reciben mayor insolación durante el año, mientras que las laderas sur son las que reciben menor radiación. En este sentido numerosos antecedentes indican que la variación de la vegetación entre laderas norte y sur es mayor que las observadas entre laderas este y oeste, tanto en el Bosque Serrano como en otros lugares a latitudes similares o mayores (Anchorena & Cingolani 2002, Cingolani et al. 2008, Giorgis et al. 2013). En un estudio realizado en Sierra de la Ventana sobre mesoclimas de roquedales, Kristensen & Frangi (1996) encontraron que la exposición y la altitud fueron, en este orden, los determinantes de mayor jerarquía que afectaron localmente a variables climáticas como, por ejemplo, insolación y evaporación. La pendiente, a su vez, jugó un papel importante al modificar el efecto de la exposición, de manera diferente en cada estación, en virtud de la declinación solar y el efecto de horizonte. Otros trabajos ya han probado la importancia de la inclinación horizontal en la pendiente de la roca donde crecen los líquenes (John & Dale 1990).

En cuanto a la cobertura criptogámica, son muy pocos los estudios que se enfocan en cómo se ve afectada por el fuego. En el suelo, los incendios de baja severidad no eliminan toda la estructura, pudiendo permitir que la cobertura criptogámica se recupere sin pérdida significativa de suelo. Sin embargo, la recuperación total de la cobertura criptogámica es un proceso lento, particularmente para líquenes y briófitos (Johansen & Clair 1986). Hawkes (2003) observó que la cobertura criptogámica en suelo es extremadamente vulnerable a disturbios como el fuego y el pisoteo, por lo que se pueden observar diferencias entre sitios debido a su historia de incendios o disturbios locales como senderos o veredas. En este mismo sistema se descubrió que la composición de las especies generalmente no cambia después de un incendio, pero la abundancia de organismos se ve significativamente reducida (Hawkes & Fletcher 2002). Por esta razón y por la ausencia de estudios florísticos de briófitos y líquenes en suelo, es importante conocer, al menos, como se modifica la cobertura de criptógamas en el suelo en función de la severidad del incendio.

Por otro lado, se ha documentado que los briófitos en un área postfuego del bosque templado estabilizan los suelos y reducen la tasa de pérdida de nutrientes y su presencia disminuye el contenido de sedimentos en el agua de escurrimiento (Morales et al. 2010). Gimingham & Birse (1957) han demostrado que las variaciones microambientales afectan directamente a la comunidad de briófitos, modificando tanto su estructura como su composición florística. En un estudio realizado en el Parque Nacional Lago Puelo (Rovere & Calabrese 2011), se demostró que la degradación del bosque afecta las condiciones ambientales y reduce el número de sustratos potenciales para estos organismos alterando la estructura del ecosistema.

En cuanto a los líquenes, existen estudios locales sobre el comportamiento de las comunidades (diversidad y composición) en sistemas forestales en relación a este disturbio (Rodríguez et al. 2009). Muchos líquenes sobreviven a la perturbación dependiendo tanto de la severidad del fuego como de las características de la historia de vida de las especies (Johansson et al. 2006) y de la escala de análisis. Así, la forma de crecimiento afecta tanto al riesgo directo de daño por fuego como la respuesta a las condiciones del micrositio después del incendio (Wolseley & Aguirre-Hudson 1997, Mistry 1998). Por ejemplo, en un estudio realizado en bosques boreales encontraron que los líquenes crustosos y aquellos que prefieren la sombra son más vulnerables a los incendios forestales que aquellas especies que prefieren la madera muerta, que se vieron favorecidas por los incendios (Johansson et al. 2006).

El sustrato, como factor discriminante en la colonización, puede influir por medio de sus características físicas y químicas, tales como textura, composición química, pH, color y estabilidad (Barreno & Pérez-Ortega 2003). Las comunidades de líquenes saxícolas, en particular, están influenciadas por la composición geoquímica de las rocas y el área de la superficie del sustrato, entre otros (Armesto & Contreras 1981, Armstrong & Welch 2007, Kuntz & Larson 2006, Rajakaruna et al. 2012). El aumento de la superficie de la roca incrementa la oportunidad para el crecimiento de líquenes y briófitos, en particular, en este ambiente (Rodríguez et al. 2017). En las regiones montañosas, los afloramientos rocosos son hábitats particularmente importantes desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad ya que albergan una biota diversa generalmente bien protegida e inaccesible a los disturbios humanos como la agricultura, los incendios y el pisoteo del ganado (por ejemplo, para aves: García et al. 2008, para plantas: Sylvester et al. 2014). Los líquenes que crecen en los afloramientos rocosos conforman un sistema de estudio particularmente bueno ya que están más aislado que otros taxones de las perturbaciones humanas (Rodríguez et al. 2017).

En las Sierras de Córdoba se han realizado numerosos estudios sobre el fuego y su incidencia en las comunidades vegetales (e.g. Renison et al. 2002, Verzino 2005, Giorgis et al. 2013, Torres et al. 2014), pero son pocos los estudios del impacto ocasionado sobre las comunidades de criptógamas y su recuperación luego de este disturbio (e.g. para líquenes: Rodríguez et al. 2009, para hongos micorrízicos arbusculares: Longo et al. 2014).

3. Objetivos, hipótesis y predicciones

3.1 Objetivo general

Evaluar como el fuego afecta a las comunidades criptogámicas asociadas a los bosques de *Polylepis australis* en relación a variables ambientales a nivel de parcela y a escala de micrositio.

3.2 Objetivos específicos

- 3.2.1 Estimar los cambios producidos por el fuego en la cobertura de briófitos y líquenes del suelo y rocas en parcelas de bosques de *P. australis* en el Parque Nacional Quebrada del Condorito (PNQC) y su relación con variables a nivel de parcela y a escala de micrositio, y con la severidad del incendio.
- 3.2.2 Determinar la variación en la diversidad y composición de líquenes en parcelas quemadas y no quemadas de bosques de *P. australis* en el Parque Nacional Quebrada del Condorito (PNQC) en función de variables a nivel de parcela, a escala de micrositio y en diferentes sustratos para líquenes.

3.3 Hipótesis y predicciones

Hipótesis 1: El fuego elimina la mayor parte de la cobertura criptogámica del suelo mientras que aquella que crece sobre la roca se mantiene protegida por éstas. La cobertura remanente se modificará en relación a la severidad del incendio, las características topográficas de las parcelas de bosque y variables de micrositio. En bosques no quemados la cobertura criptogámica varía en función de las características de contexto a escala de parcela (orientación, pendiente y cobertura de bosque) y a escala de micrositio (orientación, pendiente y cobertura de rocas y vegetación).

Predicción 1.1: La cobertura de briófitos y líquenes en suelo en parcelas no quemadas será mayor que en parcelas quemadas.

Predicción 1.2: Habrá mayor cobertura de líquenes y briófitos a mayor superficie ocupada por rocas en los cuadrados (tanto en parcelas quemadas como no quemadas).

Predicción 1.3: Las parcelas (tanto quemadas como no quemadas) que estén orientadas al sur (al ser más húmedas y recibir menos insolación a lo largo del año) y/o hayan tenido fuego de menor severidad, tendrán mayor cobertura de briófitos y líquenes en suelo.

Hipótesis 2: Se encontrarán comunidades diferentes al comparar los sitios afectados por el fuego y aquellos que no. La composición y la diversidad líquénica varían en función de la severidad del fuego y de las condiciones a escala de parcela y de micrositio mencionadas anteriormente, y de los diferentes sustratos.

Predicción 2.1: La diversidad de líquenes en suelo se elimina por completo en parcelas quemadas; en roca dependerá de la presencia y tamaño de roquedales; en árboles y arbustos, la diversidad liquénica disminuye y estará compuesta por especies pioneras de la sucesión.

Predicción 2.2: Aquellas parcelas sometidas a fuego de menor severidad y que estén orientadas al sur (al ser más húmedas y recibir menos insolación a lo largo del año) presentarán talos sobrevivientes.

4. Materiales y métodos

4.1 Área de estudio

El paisaje de las Sierras Grandes de Córdoba está compuesto por un mosaico de pastizales, céspedes, bosques, zonas de roquedales expuestos por la erosión del suelo e importantes afloramientos graníticos y metamórficos con vegetación rupícola (Cingolani et al. 2004, 2008; Cantero et al. 2011). Los bosques están dominados por *P. australis* que llegan hasta la altura máxima de las Sierras a los 2800 m aunque su mejor desempeño lo alcanzan a los 1850 m (Marcora et al. 2008, 2013). Aquí se encuentra el Parque Nacional Quebrada del Condorito, que abarca una superficie de 37.344 hectáreas y es la principal Reserva Hídrica de la región (Cingolani et al. 2004). Las temperaturas medias de los meses más fríos y más cálidos son 5,0 y 11,4 ° C, respectivamente, sin período libre de heladas. La precipitación media anual es de 840 mm, con la mayoría de las precipitaciones concentradas en los meses de verano, de octubre a abril (Cabido 1985). Debido al clima estacional, el crecimiento de la vegetación se concentra en los meses cálidos y húmedos, mientras que el resto del año la vegetación permanece inactiva (Pucheta et al. 1998). Fitogeográficamente, el área pertenece al distrito Chaqueño Serrano (Cabrera 1976); no obstante, casi 50% de su flora es de linaje andino y patagónico y reúne además una diversidad rica en endemismos (Cabido et al. 1998). La vegetación se presenta como un mosaico heterogéneo, en el que se reconocen diversas comunidades vegetales, entre las que se destacan bosques y matorrales de *Polylepis australis* y *Maytenus boaria*, pajonales gruesos de gramíneas dominadas por *Poa stuckertii*, y pastizales altos y bajos dominados por gramíneas y hierbas bajas, tales como *Deyeuxia hieronymi*, *Festuca* spp., *Lachemilla pinnata* y *Carex fuscula* (Cingolani et al. 2004, 2010). Los afloramientos rocosos y áreas erosionadas con superficies rocosas expuestas ocupan el 30% de las Sierras Grandes resultado de la interacción entre los factores topográficos y la historia de uso (Cingolani et al. 2004), sin embargo más del 50% de esta superficie está ocupada por líquenes (Rodríguez et al. 2017) y briófitos (obs personal).

4.2 Diseño

Se seleccionaron a campo y con la ayuda de imágenes satelitales, 20 parcelas quemadas y 20 no quemadas, ubicadas entre los 31° 41' S – 64° 46' y 31° 43' - 64° 46', de 30 x 30 m (Figura 2) (Renison et al. 2009, Robledo & Renison 2010), en un área afectada por fuego (incendio ocurrido en 2015), quince meses después del siniestro. Los muestreos se realizaron entre julio de 2016 y marzo de 2017. El fuego abarcó casi 10.000 hectáreas en el sector oeste del área protegida, impactando sobre bosque montano en el área intangible del Parque Nacional (Rodríguez Groves & Peiroti 2004). El rango altitudinal fue desde los 2022 hasta los 2112 m.s.n.m.

Cada una se geoposicionó, se determinó la orientación y la pendiente (mediante un clinómetro). Mediante imágenes satelitales (Google Earth Pro 2015®) se estimó la cobertura en porcentaje de bosque de la parcela y esto luego se corroboró a campo (Renison et al. 2006). Para las parcelas quemadas se determinó la cobertura de bosque previo al incendio utilizando las imágenes históricas más cercanas en el tiempo antes del siniestro (16/10/2014) y para las parcelas no quemadas se utilizaron las imágenes más nuevas disponibles (22/04 y 07/06 de 2016).

La severidad del incendio se define como el grado de modificación que sufre la vegetación después del incendio (Diaz-Delgado et al. 2002). Para estimarla se utilizó el índice de vegetación multitemporal “differenced Normalized Burn Ratio” (dNBR) (Key 2006). Este índice se calcula como la diferencia temporal pre y post incendio entre el índice NBR, en consecuencia es proporcional a la cantidad de biomasa consumida durante el incendio (Key 2006). Este índice fue calculado a través de imágenes Landsat 8 LDCM (8 de agosto de 2014 y 13 septiembre 2015, escena 229-82, resolución espacial 30 m x 30 m; Landi comm. personal). La severidad se determinó en tres niveles: baja (1), moderada (2) y alta (3) (Figura 1). Solamente se midió una parcela de severidad baja por lo que sus datos fueron sumados a las parcelas de severidad moderada.

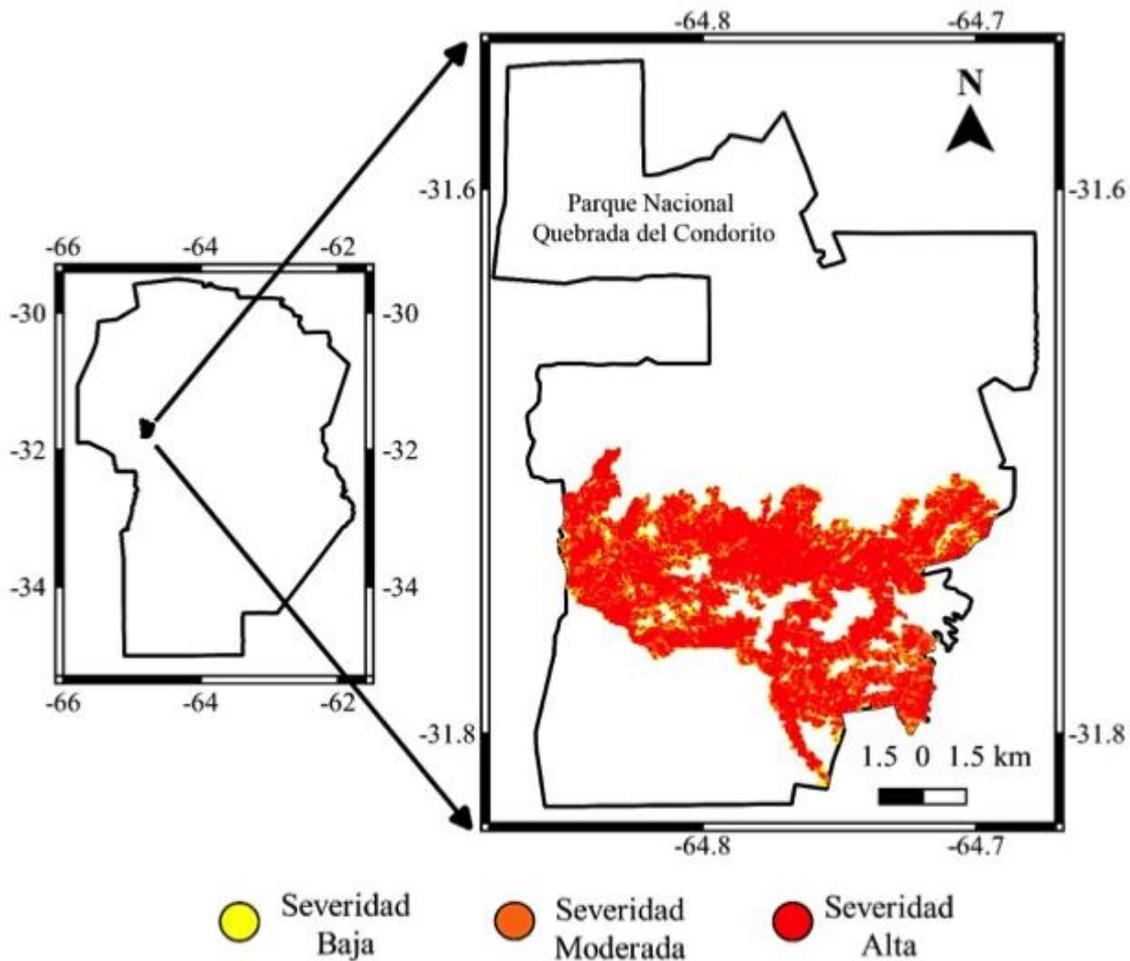


Figura 1. Mapa de severidad del incendio de septiembre de 2015 en el Parque Nacional Quebrada del Condorito, Córdoba (Landi, datos no publicados).

Las parcelas fueron ubicadas de manera tal que la orientación de la pendiente (norte y sur principalmente) quede balanceada en la medida de lo posible (10 parcelas con orientación sur y 10 norte, tanto para las parcelas quemadas como para las no quemadas). Las parcelas seleccionadas debían tener o haber tenido, antes del incendio, más del 40% de cobertura de bosque y al menos tres ejemplares mayores a dos metros de altura y 10 cm de DAP (diámetro a la altura del pecho). Las características generales de las parcelas seleccionadas se encuentran detalladas en la tabla presentada en el Anexo I y en la tabla 1.

Tratamiento de fuego	Exposición sur	Exposición norte	Total
Sin quemar	10	10	20
Quemado - severidad alta	9	3	12
Quemado - severidad moderada	3	5	8

Tabla 1. Número de parcelas por tratamiento.

Para el cumplimiento del primer objetivo en cada parcela de 30 x 30 se dejó 5 m de margen para evitar el efecto borde (Figura 2a, Kremsater & Bunnell 1999), causado por el incendio. Luego se seleccionaron aleatoriamente cinco cuadrados de lectura de 2 x 2 m para estimar las variables respuesta en porcentaje de cobertura. Dentro de cada cuadrado de lectura (100%) se estimó de manera visual el porcentaje de cobertura relativa de: líquenes, briófitos y líquenes + briófitos en suelo. A su vez, dentro del mismo cuadrado se estimó de manera visual la cobertura de líquenes, briófitos y líquenes + briófitos sobre roca. Finalmente se calculó la cobertura criptogámica total (líquenes + briófitos totales). También, como un posible efecto del fuego en las parcelas de bosque y a fines de caracterizar el hábitat, se estimó visualmente la cobertura de plantas vasculares, mantillo y suelo desnudo. Como variables explicativas se determinaron la cobertura de bosque y la severidad de fuego de cada parcela (explicadas en el párrafo anterior) y en cada cuadrado de lectura se midieron la orientación [utilizando el coseno (para norte y sur) y seno (para este y oeste) de la orientación medida en grados] y pendiente (en grados) como variables a escala de micrositio. Finalmente se midió en cada cuadrado la superficie ocupada por rocas.

En cuanto al segundo objetivo, en cada parcela se seleccionaron 3 ejemplares de tabaquillos, los más cercanos a los cuadrados 1, 3 y 5 (Figura 2b) que tuvieran al menos 2 m de altura y 10 cm de DAP. A los fines de caracterizar el hábitat y como variables de micrositio, para cada árbol se tomaron las siguientes medidas: altura, cobertura de canopia, diámetro a la altura de pecho y de la base, orientación y pendiente. Además, se estimó la cobertura relativa (en porcentaje) bajo la canopia de las siguientes variables: roca desnuda y roca cubierta de líquenes y briófitos; helechos, otras plantas, briófitos y líquenes; mantillo, vegetación muerta en pie y suelo desnudo. Como variable respuesta, se identificaron tanto las especies liquénicas que utilizan al tabaquillo como forófito, como aquellas que crecen bajo la canopia en otros sustratos: arbustos, rocas y suelo.

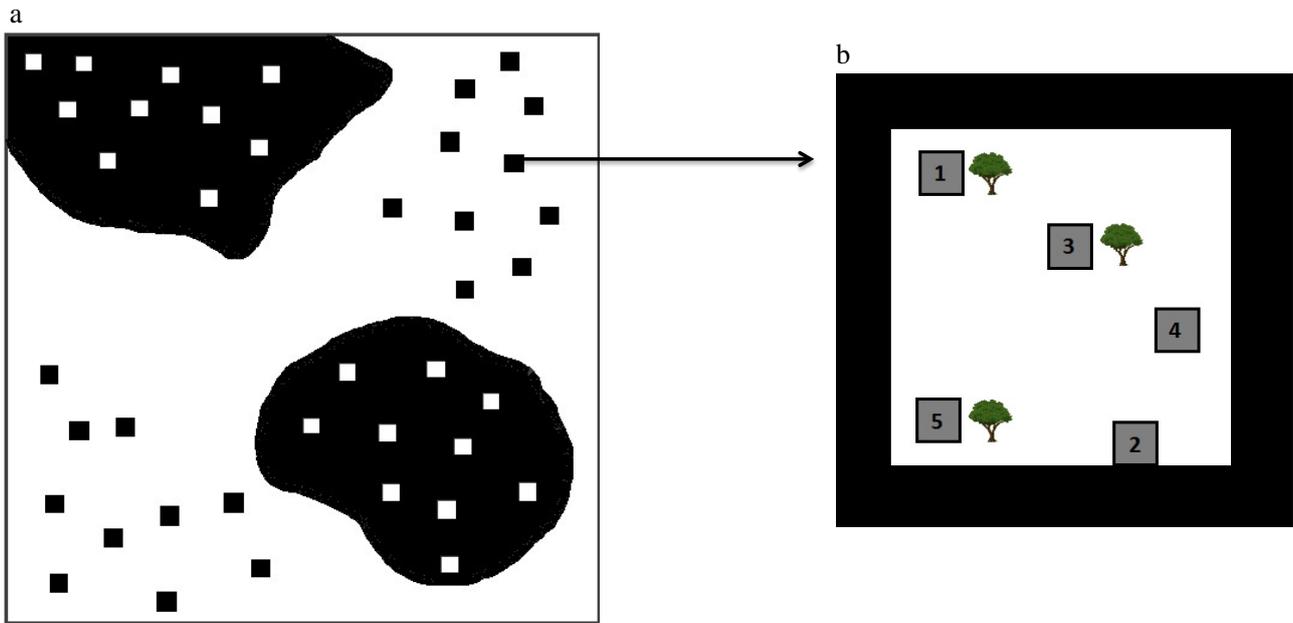


Figura 2. Esquema representativo del diseño de muestreo. a. Parcelas de 30 x 30 m ubicadas en zonas quemadas (negro) y zonas no quemadas (blanco). b. Esquema de una parcela de 30 x 30 m, con 5 m de borde. Dentro de cada parcela se ubican al azar cinco cuadrados de 2 x 2 m, y en cada parcela se seleccionaron 3 ejemplares de tabaquillos, los más cercanos a los cuadrados 1, 3 y 5.

4.3 Identificación de especies

Los líquenes fueron identificados a campo con la ayuda de lupas de mano y reacciones químicas de color con los reactivos K (solución 10% de hidróxido de potasio en agua) y C (lejía comercial sin diluir). Cuando la identificación a campo no fue posible se colectaron muestras para ser analizadas en el laboratorio mediante el uso de estereomicroscopios, microscopios y cromatografía en capa delgada para determinar caracteres morfológicos, anatómicos y químicos respectivamente.

4.4 Análisis de datos

Las variables respuesta obtenidas fueron: % de cobertura de líquenes, briófitos y líquenes más briófitos en suelo. Las mismas tres variables pero en roca y la suma de toda la cobertura criptogámica del cuadrado de lectura. En primer lugar se realizó el test Shapiro Wilks para probar la normalidad de los datos y se rechazó este supuesto. Por lo tanto, se aplicó el test no paramétrico de Wilcoxon para evaluar si existen diferencias significativas para estas variables entre las parcelas quemadas y no quemadas. También se utilizó este test para evaluar diferencias entre las diferentes severidades de fuego en las parcelas quemadas. Para esto se promediaron los valores tomados en los cinco cuadrados por parcela ya que no se consideraron independientes. La única parcela de

severidad baja se analizó junto con la severidad moderada. Para establecer las relaciones entre las variables respuesta y las variables a nivel de parcela (orientación, pendiente y cobertura de bosque de las parcelas) y a nivel de micrositio (orientación, pendiente, % de mantillo, % de suelo desnudo, % de vegetación vascular, % de roca), se estimó el coeficiente de correlación de Spearman. Las correlaciones se realizaron por separado en parcelas quemadas y no quemadas. Los análisis se realizaron utilizando INFOSTAT (DiRienzo et al. 2017).

En cuanto al segundo objetivo, sólo se pudieron realizar análisis para las parcelas no quemadas ya que las parcelas quemadas donde aparecieron líquenes eran muy escasas. Por este motivo no se exponen estos resultados. Por otro lado, para estimar cuán completo fue el muestreo en cada tipo de sustrato en las parcelas no quemadas, se utilizó la matriz de presencia/ausencia de especies vs árboles medidos para calcular las curvas de acumulación de especies enrarecidas para cada sustrato (curvas de rarefacción; McCune et al. 2002) en el programa estadístico Estimates (Colwell 2006). El estimador calculado fue Chao-2 (Colwell & Coddington 1994).

1. Resultados

Objetivo 1: Estimar los cambios producidos por el fuego en la cobertura de briófitos y líquenes del suelo y rocas en parcelas de bosques de *P. australis* en el Parque Nacional Quebrada del Condorito (PNQC) y su relación con variables a nivel de parcela y a escala de micrositio, y con la severidad del incendio.

Cambios en la cobertura

Los resultados muestran una disminución de la cobertura criptogámica (Figura 3), tanto en suelo (Figura 3 a, c, e), en rocas (Figura 3 b, d, f) y sumando la cobertura de ambas superficies (Figura 3 g). Todas las variables respuesta estimadas fueron significativamente más bajas en parcelas de bosque incendiados (Test de Wilcoxon, $p < 0.001$). También hay una disminución significativa en la cobertura de plantas vasculares (61.6 vs 54.1%, $p = 0.014$), mantillo (48.2 vs. 23.5%, $p < 0.001$) y un aumento del suelo desnudo (3.89 vs 12.95 %, $p < 0.001$) en las parcelas quemadas. Ésta situación se ilustra en la Figura 4, donde se observa diferentes situaciones luego de 15 meses del incendio. Por un lado, se puede ver una notable recuperación de la cobertura vegetal vascular, con predominio de Poaceas (Figura 4 a) y por otro lado se observa escasa recuperación de la cobertura vegetal, con predominio de rocas y suelo totalmente desnudo y con cenizas del incendio (Figura 4 b). A su vez, en las figuras 4 c y d se distinguen dos cuadrados de parcelas no

quemadas con buena cobertura criptogámica en suelo y en rocas respectivamente y con presencia de vegetación vascular.

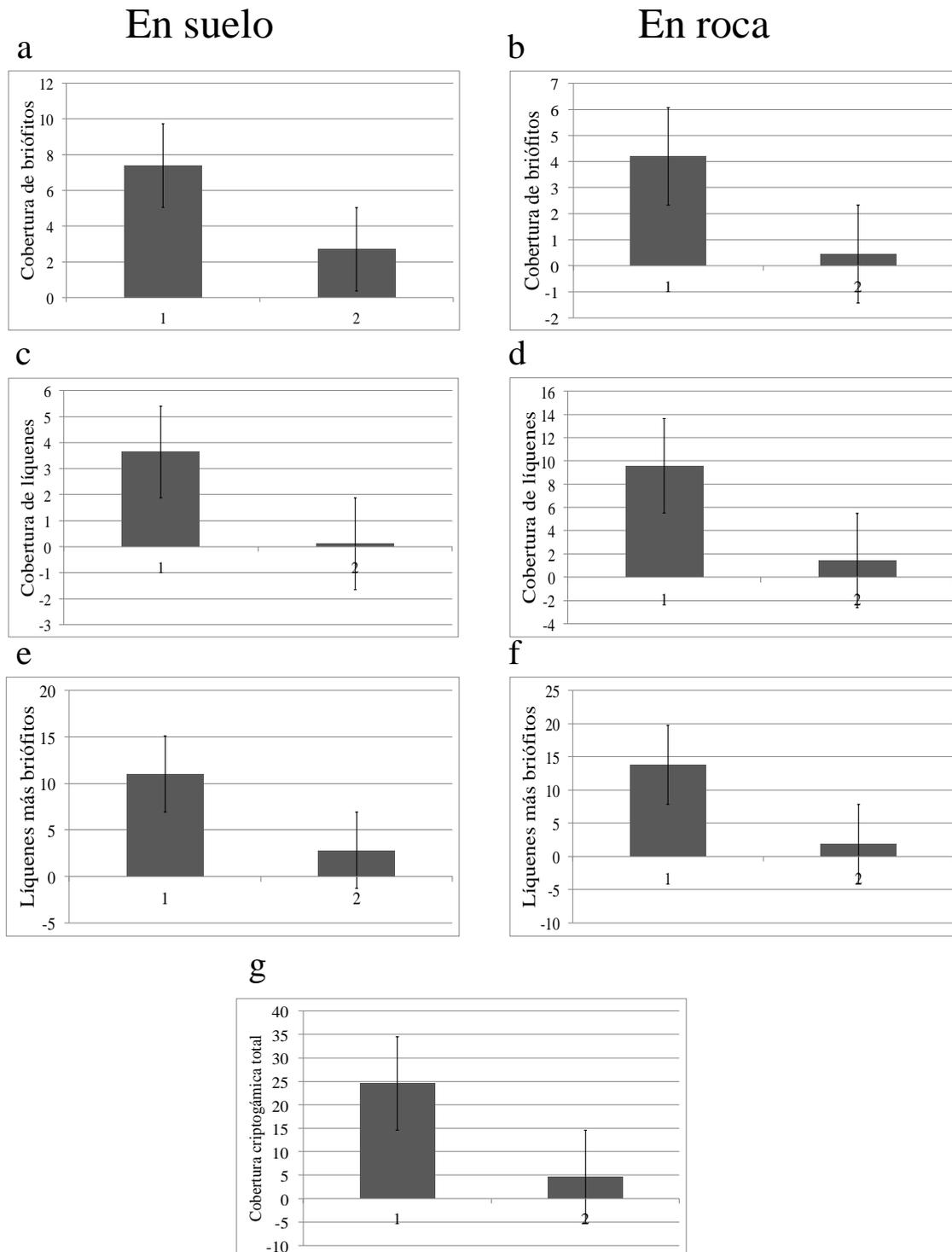


Figura 3. Cobertura criptogámica (%) en parcelas de bosque de *Polylepis australis* no quemadas (1) y quemadas (2). a. Briófitos en suelo. b. Briófitos en roca. c. Líquenes en suelo. d. Líquenes en roca. e. Líquenes más briófitos en suelo. f. Líquenes más briófitos en roca. g. Cobertura criptogámica total. Las barras representan el error estándar. Todas las variables son significativamente diferentes (Test Wilcoxon $p < 0,001$).

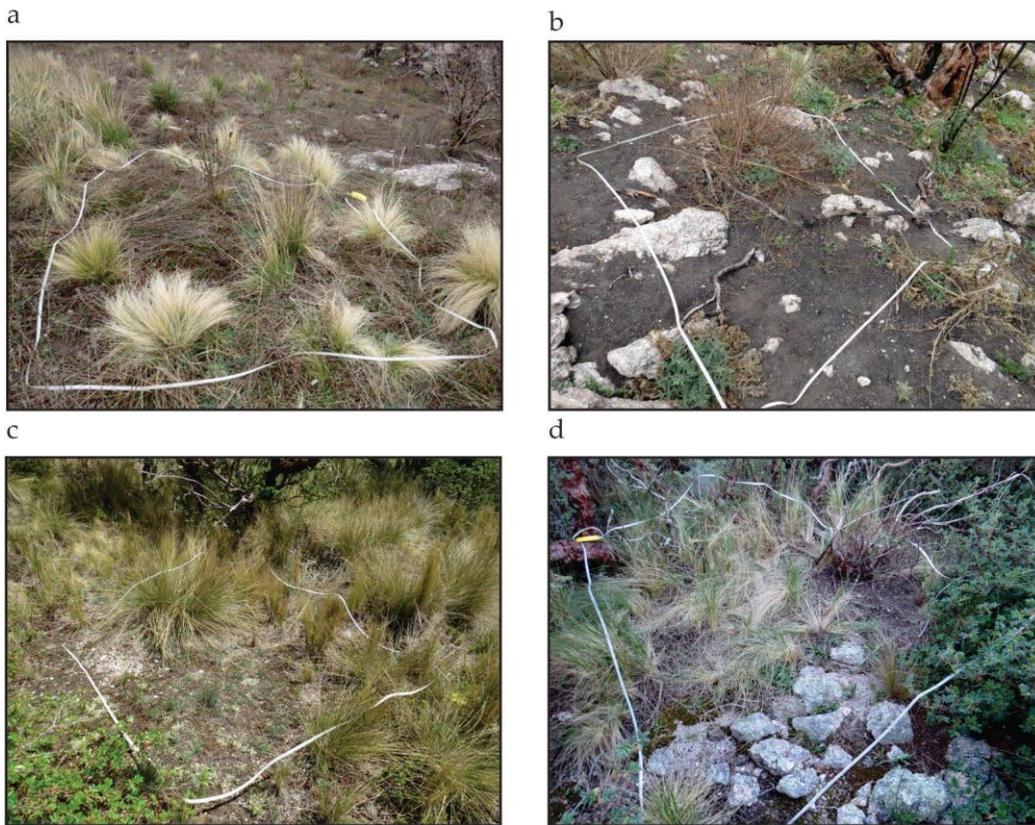


Figura 4. Cuadrados de lectura de 2x2 m en los que se midió la cobertura de briófitos y líquenes. Las figuras a y b corresponden a parcelas quemadas y las figuras c y d a parcelas no quemadas.

Relación con la severidad del incendio

En cuanto a la severidad del incendio no se encontraron diferencias significativas entre la severidad moderada y alta (Figura 5).

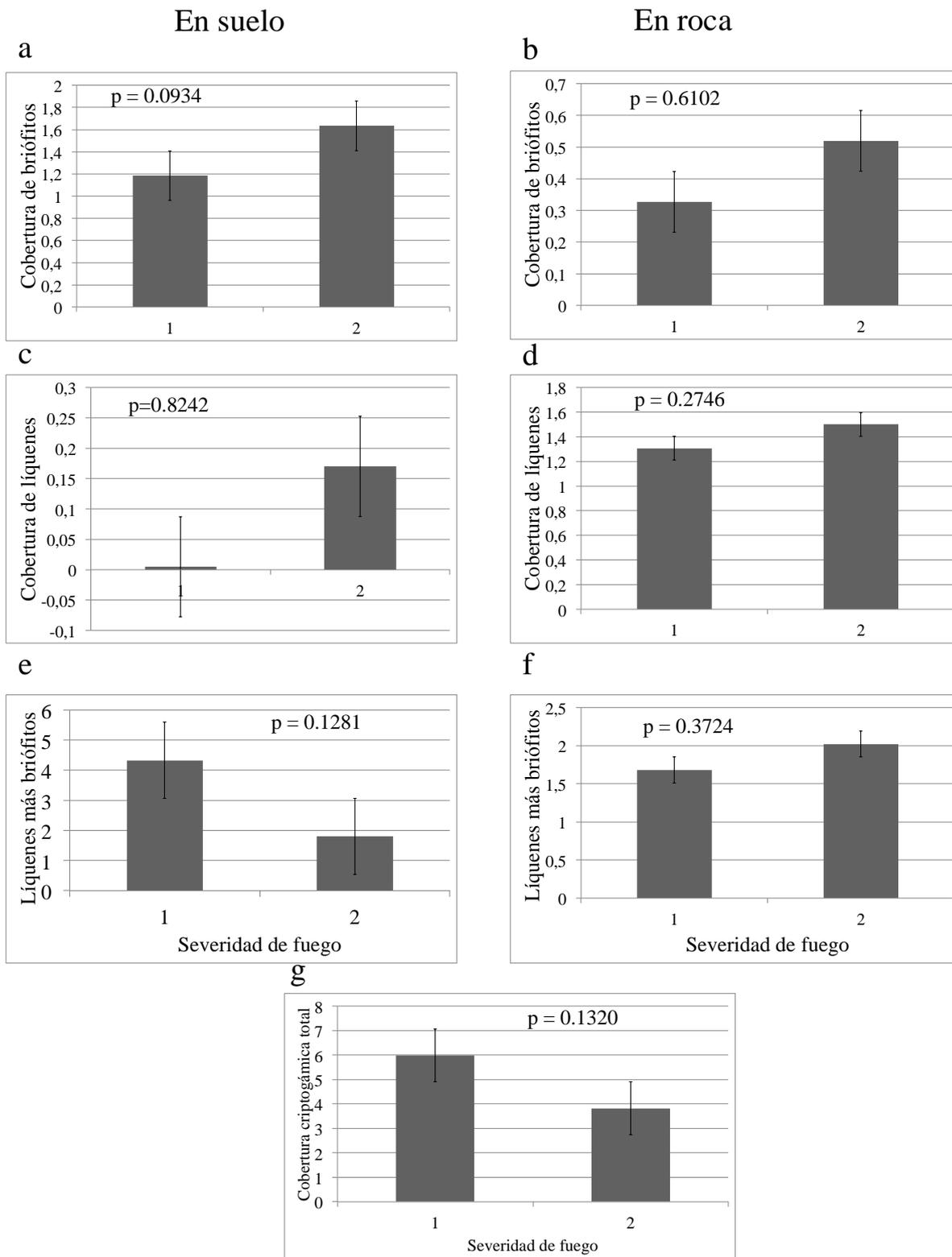


Figura 5. Cobertura criptogámica (%) en parcelas de bosque de *Polylepis australis* quemadas según la severidad de fuego: 1 moderada y 2 alta. a. Briófitos en suelo. b. Briófitos en roca. c. Líquenes en suelo. d. Líquenes en roca. e. Líquenes más briófitos en suelo. f. Líquenes más briófitos en roca. g. Cobertura criptogámica total. Las barras representan el error estándar.

Relación con variables a nivel de parcela

Las variables con correlaciones de Spearman significativas y positivas difieren entre parcelas quemadas y no quemadas (Tabla 2). En las parcelas quemadas se observó una correlación positiva de la cobertura en suelo de briófitos y la suma de líquenes más briófitos con la orientación norte-sur. En cuanto a las parcelas no quemadas la cobertura sobre rocas de briófitos, líquenes y la suma de ambos muestran una relación positiva con la pendiente. La cobertura de briófitos sobre roca también mostró correlación positiva con la cobertura de bosque.

		Pendiente		ORNS		ORWE		Cobertura de bosque	
		NQ	Q	NQ	Q	NQ	Q	NQ	Q
Briófitos en suelo	en	-	-	-	0.22	-	-	-	-
Líquenes en suelo	en	-	-	-	-	-	-	-	-
Briófitos + Líquenes en suelo	en	-	-	-	0.22	-	-	-	-
Briófitos en roca	en	0.25	-	-	-	-	-	0.29	-
Líquenes en roca	en	0.28	-	-	-	-	-	-	-
Briófitos + Líquenes en roca	en	0.25	-	-	-	-	-	-	-
Cobertura criptogámica total		-	-	-	-	-	-	-	-

Tabla 2. Coeficientes de correlación de Spearman obtenidos entre las variables respuesta en función de las variables explicativas medidas a escala de parcela. Sólo se muestran correlaciones significativas. ORNS = orientación Norte-Sur, ORWE = orientación Este-Oeste.

Relación con variables a nivel de micrositio

En este caso las variables con correlaciones de Spearman significativas y positivas también difieren entre parcelas quemadas y no quemadas (Tabla 3). En parcelas quemadas la cobertura de líquenes en suelo y la suma de líquenes más briófitos en roca se correlacionaron con la pendiente. Además la cobertura en suelo de líquenes y de líquenes más briófitos responden positivamente a la orientación norte-sur. Por su parte, la cobertura de briófitos en roca mostró correlación positiva con la orientación este-oeste, siendo mayor en el oeste. Por último, la cobertura en roca de briófitos, líquenes y líquenes más briófitos, y la cobertura criptogámica total, se correlacionan positivamente con la cobertura de roca.

En parcelas no quemadas la cobertura sobre rocas briófitos, líquenes y la suma de ambos, y la cobertura criptogámica total (líquenes + briófitos en suelo y en roca), mostraron correlación positiva con la cobertura de roca.

		Pendiente		ORNS		ORWE		Cobertura de roca	
		NQ	Q	NQ	Q	NQ	Q	NQ	Q
Briófitos	en	-	-	-	0.22	-	-	-	-
suelo									
Líquenes	en	-	0.25	-	-	-	-	-	-
suelo									
Briófitos	+								
Líquenes	en	-	-	-	0.22	-	-	-	-
suelo									
Briófitos	en	-	-	-	-	-	0.21	0.68	0.41
en roca									
Líquenes	en	-	-	-	-	-	-	0.91	0.41
en roca									
Briófitos	+	-	0.20	-	-	-	-	0.96	0.49
Líquenes	en								
en roca									
Cobertura									
criptogámica		-	-	-	-	-	-	0.74	0.29
total									

Tabla 3. Coeficientes de correlación de Spearman obtenidos entre las variables respuesta en función de las variables explicativas medidas a escala de micrositio. Sólo se muestran correlaciones significativas. ORNS= orientación Norte-Sur, ORWE= orientación Este-Oeste.

Objetivo 2: *Determinar la variación en la diversidad y composición de líquenes en parcelas quemadas y no quemadas de bosques de P. australis en el Parque Nacional Quebrada del Condorito (PNQC) en función de variables a nivel de parcela, a escala de micrositio y en diferentes sustratos para líquenes.*

Diversidad y composición de líquenes en relación a variables a nivel de parcela y micrositio

Al ser muy escasas las parcelas quemadas que presentaron líquenes, no se pudieron realizar análisis de ordenación, y por ello estos resultados no se incluyen.

Diversidad y composición líquénica en diferentes sustratos

Se identificaron 159 especies entre los cuatro sustratos, que se detallan en el Anexo II. De este total, 21 especies estaban también presentes en las parcelas quemadas, no existiendo especies exclusivas de estas parcelas (Figura 6).



Figura 6. Diagrama de Venn para las especies encontradas. En verde las especies de líquenes para parcelas no quemadas, en morado aquellas para las quemadas.

Sobre arbustos se encontró un total de 64 especies en las parcelas no quemadas y 4 en las quemadas, sobre tabaquillos fueron 102 en parcelas no quemadas y 10 en las quemadas, sobre roca 112 y 13, y en suelo fue donde se encontró la menor cantidad de especies, siendo 14 para las no quemadas y 1 para quemadas (Figura 7). Sólo *Parmotrema reticulatum* y *Cetrariastrum americanum* se encontraron en los cuatro sustratos. El género más diverso fue *Usnea*, con 24 especies, seguido por *Parmotrema* (16 especies) y *Xanthoparmelia* (11 especies). Muchos de los ejemplares recolectados no pudieron ser identificados a nivel de especie debido a la ausencia de caracteres taxonómicos o taxonomías complejas. En estos casos se determinó hasta nivel de género o utilizando nombres artificiales.

A su vez, de las 21 especies encontradas en parcelas quemadas, 14 fueron de tipo folioso, cuatro crustosas, una lepraroide, una escumulosa y una fructiculosa.

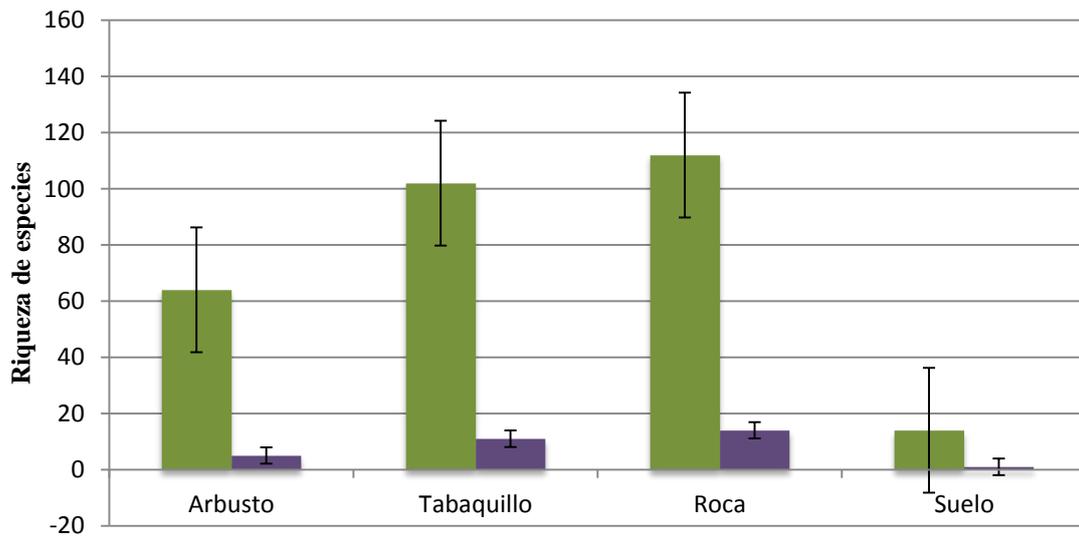


Figura 7. Riqueza de especies de líquenes para cada sustrato, separando en parcelas quemadas (morado) y no quemadas (verde).

La curva de rarefacción (Figura 8) suelo no se aproximó a la asíntota, lo que sugiere que una mayor toma de muestras aumentaría el número de especies en este sustrato. La curva de acumulación muestra que la riqueza de especies aumenta progresivamente con el número de unidades de muestreo y la curva no tiende a estabilizarse. Por otro lado, las curvas para arbusto, tabaquillo y roca parecen aproximarse. Sin embargo, el estimador Chao-2 indica que la riqueza esperada es mayor que la observada en todos los sustratos analizados.

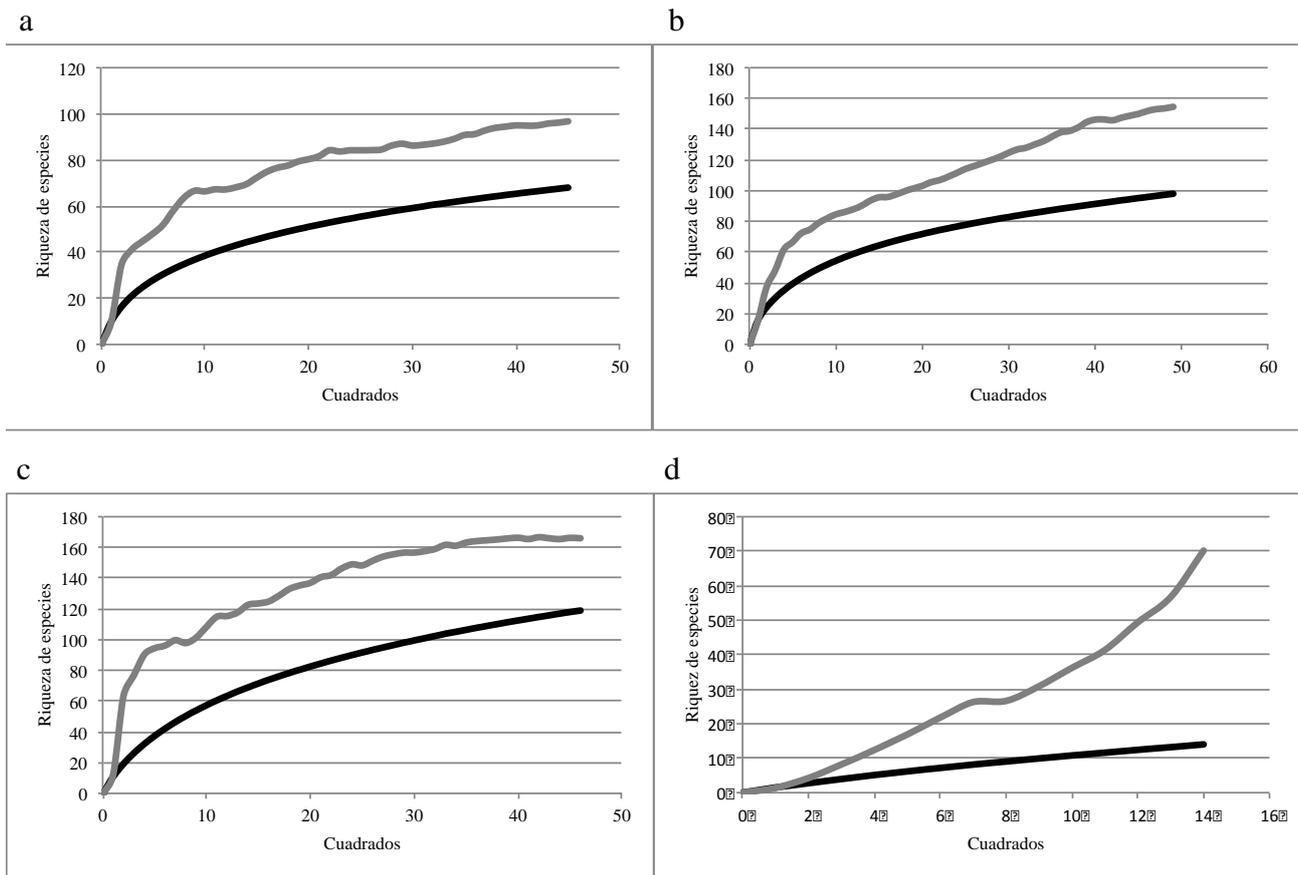


Figura 8. Curvas de rarefacción para arbusto (a), tabaquillo (b), roca (c) y suelo (d). La línea negra representa los valores observados para la riqueza de especies de líquenes en parcelas no quemadas, las líneas grises representan el estimador Chao-2.

En cuanto a las especies de líquenes encontradas en las parcelas quemadas, *Flavopunctelia flaventior* y *Normandina pulchella* estaban presentes en arbusto, tabaquillo y roca. En suelo la única especie fue *Psora icterica*. En todos los casos los talos encontrados parecían haber sobrevivido al fuego ya que se encontraban sobre sustratos afectados por este y rodeados de otros talos quemados. En la Figura 9a se observa un líquen folioso quemado del que sobrevivieron algunas partes, en b se observa un líquen crustoso totalmente quemado. Solo 6 parcelas quemadas presentaron líquenes en alguno de los sustratos considerados, por lo tanto no pudiendo ser analizadas las relaciones entre la presencia de especies y las características de parcela y de micrositio de los árboles.

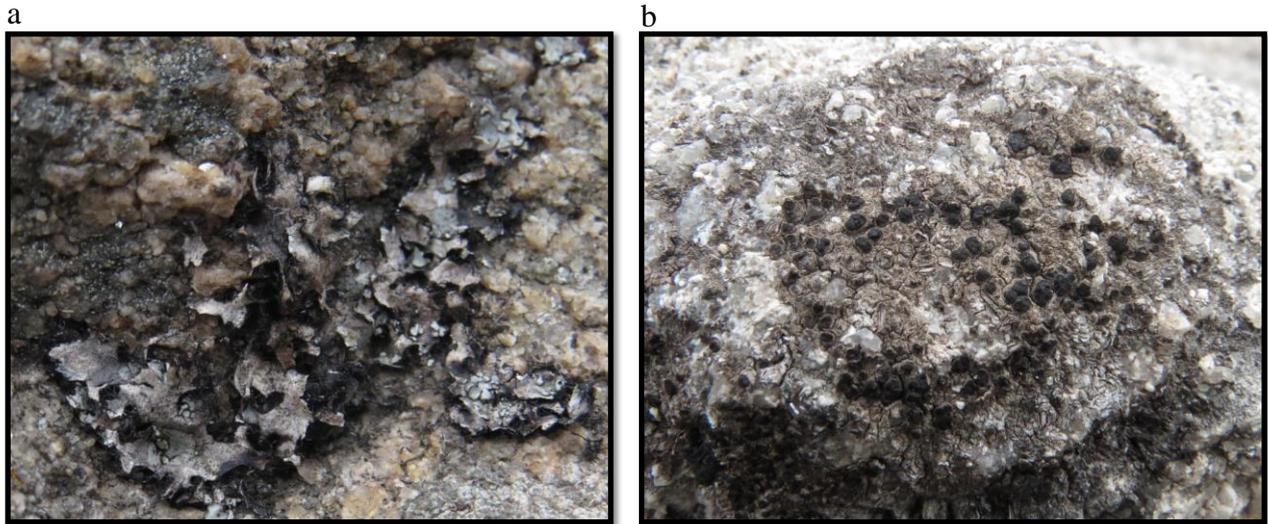


Figura 9. Líquenes encontrados sobre roca en parcelas quemadas.

5. Discusión

Objetivo 1: *Estimar los cambios producidos por el fuego en la cobertura de briófitos y líquenes del suelo y rocas en parcelas de bosques de *P. australis* en el Parque Nacional Quebrada del Condorito (PNQC) y su relación con variables a nivel de parcela y a escala de micrositio, y con la severidad del incendio.*

Cambios en la cobertura

La cobertura criptogámica del suelo cumple un importante rol en la naturaleza: puede mejorar el establecimiento y supervivencia de las plántulas al aumentar la disponibilidad de nutrientes minerales esenciales, brinda protección al suelo, modifica los flujos de agua y nitrógeno y mejora el rendimiento de las plantas vasculares (Harper & Belnap 2001, Cortina et al. 2009). En los bosques de *P. australis*, se desconoce precisamente la función ecosistémica de esta cobertura en la fijación del suelo y en el establecimiento y crecimiento de las especies arbóreas en particular y de la comunidad en general.

En este primer trabajo sobre la presencia de esta cobertura en bosques de *Polylepis* en relación al fuego, observamos que briófitos y líquenes ocupan aproximadamente el 10% de la superficie del suelo. Y que, sumando a la cobertura sobre rocas, abarca más del 20% de la cobertura superficial en las parcelas medidas. Sin embargo, luego de 15 meses de ocurrido el incendio, la cobertura criptogámica del suelo y de las rocas desaparece en la mayoría de los casos o queda reducida al mínimo dependiendo de variables como la orientación y pendiente. En ese período (al inicio de la segunda temporada de lluvias luego del fuego) la vegetación vascular se recuperó

notablemente al igual que el mantillo mientras que el suelo desnudo presente en parcelas quemadas es semejante al valor de cobertura criptogámica encontrado en parcelas no quemadas. Esto indica que, en el tiempo estudiado, existe nula o poca recuperación del componente criptogámico del suelo dejando al mismo expuesto a la erosión. Por otra parte, en los bosques quemados la recuperación de los pastizales por rebrote es inmediata, producto de lo cual el fuego se utiliza para mejorar la pastura en épocas de sequía (Cingolani et al. 2008).

La escasa superficie de briófitos encontrada en parcelas quemadas proviene de briófitos en suelo que pueden haberse recuperado luego del fuego, o bien que no fueron afectadas por éste. En cambio, en rocas, es detectable una mayor área ocupada por líquenes en sitios quemados. Esto ocurre gracias a que líquenes crustosos logran sobrevivir el incendio (obs. personal). A diferencia de otras formas de crecimiento foliosas y fruticulosas que se queman o quedan necrosadas (Rodríguez et al. 2009, Figura 7), los líquenes crustosos están completamente adheridos a la roca y pueden evitar la ignición.

Cobertura en relación a variables a escala de parcelas y de micrositio, y con la severidad del incendio

A pesar de la escasa superficie, algunas relaciones pudieron establecerse entre la presencia de cobertura criptogámica en las parcelas quemadas y las variables explicatorias a nivel de parcelas y de cuadrados. Los briófitos en suelo aumentan cuando los cuadrados tienen orientación sur y los líquenes se incrementan con la pendiente. Estas relaciones tienen que ver con el grado de incidencia de la luz solar y la humedad, factores muy importantes para las comunidades de criptógamas a nivel de microhábitat (Armstrong 2002). Los líquenes y briófitos en rocas aumentan con la cobertura de este sustrato y con la pendiente.

La cobertura criptogámica sobre roca medida en parcelas no quemadas se correlacionó con la pendiente y la cobertura de bosque, situación esperable según los antecedentes existentes (Armesto & Contreras 1981, John & Dale 1990, Armstrong 2002, Rodríguez et al. 2017). Sin embargo, la cobertura en suelo no mostró correlación con ninguna de las variables consideradas. Sería interesante indagar específicamente estas variables aumentando el número de muestras en bosques no afectados por el incendio o buscando otras variables que puedan estar condicionando la presencia de cobertura criptogámica para encontrar patrones más evidentes. En rocas, el aumento de la superficie de la misma incrementa la oportunidad para el crecimiento de líquenes y briófitos, en particular, en este ambiente (Rodríguez et al. 2017).

En cuanto a la severidad del incendio, los líquenes más briófitos en suelo se vieron más afectados a medida que ésta aumentó, al igual que la cobertura criptogámica total, no así con el resto de las variables respuesta, aunque los porcentajes de cobertura remanentes en las parcelas quemadas fueron muy bajos como para poder explicar esta tendencia en relación a la dinámica del fuego. Además la severidad baja solo se midió en una sola parcela (cinco cuadrados) de manera que los datos quedaron muy desbalanceados a fin de mostrar tendencias claras en relación a esta variable, por lo que ésta se analizó junto con las parcelas de severidad moderada.

Objetivo 2: Determinar la variación en la diversidad y composición de líquenes en parcelas quemadas y no quemadas de bosques de *P. australis* en el Parque Nacional Quebrada del Condorito (PNQC) en función de variables a nivel de parcela, a escala de micrositio y en diferentes sustratos para líquenes.

Diversidad y composición de especies en relación al sustrato

Se observó que *Parmotrema reticulatum* aparecía tanto en tabaquillo como en roca en las parcelas quemadas. En otros estudios realizados en el Bosque Serrano se encontró que esta especie era dominante en un ambiente de disturbio (Quiroga et al. 2008, Rodriguez et al. 2009).

Pudimos observar, como ya se mencionó en la sección de resultados y como se ejemplifica en la figura 6a, que los líquenes encontrados en parcelas quemadas escaparon al incendio, de los cuales la forma predominante de crecimiento fue la foliosa. Además, se encontró mayor cantidad de especies sobre rocas, ya que éstas se vieron menos afectadas por los incendios, lo que coincide con lo propuesto por Grime et al. (1990), que propone que las comunidades de líquenes y briófitos en roquedales son estables ya que éstos actúan como protección manteniéndolos alejados del efecto de los disturbios.

Se encontró una alta diversidad de especies de líquenes, a pesar de que las curvas de rarefacción no alcanzaron la asíntota y que los valores del estimador Chao-2 fueron muy superiores a los valores de riqueza observados. Esto indica que se necesitaría un esfuerzo de muestreo mayor, seleccionando más tabaquillos por parcela y más parcelas, para alcanzar la asíntota. Por lo tanto, se muestra la importancia de estos sistemas como reservorio de biodiversidad para este grupo. Como ya se mencionó antes el clima templado permite el desarrollo de comunidades de criptógamas muy diversas que utilizan como sustrato a los árboles, arbustos, rocas y suelo (Galloway 2008). La diversidad de estos organismos se refleja en los endemismos encontrados y en la riqueza de especies descriptas (Robledo & Renison 2010; Rodriguez et al. 2011, 2016, 2017). La cantidad de especies

encontrada (159) es muy alta si comparamos este sistema con otros sistemas boscosos de la provincia. Por ejemplo, en un estudio realizado en Cerro Colorado (Quiroga et al. 2008) encontraron un total de 36 especies pertenecientes a 20 géneros (se excluyeron especies crustosas). En otro estudio realizado sobre la familia Parmeliaceae (Estrabou 2000), observaron que el Bosque Serrano y los bosquecillos de altura presentaban el mayor número de especies (35 y 32 especies respectivamente). En este destacan que en las Sierras Grandes donde hay mayor superficie de roquedales, las especies saxícolas encuentran hábitat disponible en cantidad, lo que coincide con lo obtenido en este trabajo, ya que en roca se encontró la mayor cantidad de especies. En un estudio realizado en las ladera oriental de las Sierras Grandes de Córdoba (Rodríguez et al. 2017), en un gradiente altitudinal de 900 a 2700 m.s.n.m., se relevaron 107 especies líquenes saxícolas.

Las familias de líquenes Collemataceae y Lobariaceae, que usualmente presentan fotobiontes cianobacterianos, suelen encontrarse en zonas con alta humedad en el aire y con una intensidad lumínica baja, típicamente cortícolas de la parte baja de los forófitos o con presencia dispersa en forófitos con baja luminosidad (Sipman & Aptroot 2007). En este estudio encontramos en las parcelas no quemadas los géneros *Pseudocyphellaria*, *Sticta* y *Leptogium*, lo cual tiene sentido debido a su biología. Sin embargo, en un estudio realizado por Nelson et al. (2015) en el Parque Nacional y Reserva Denali (Alaska, EEUU) encontraron que la diversidad de Shannon aumentó luego de incendios recientes (desde 1982), y lo interpretaron como resultado de que los incendios crean un hábitat heterogéneo de muchos tipos de superficies nuevas y desocupadas para que los líquenes colonicen. Un cianobionte permite que un líquen fije su propio nitrógeno, lo que sería una ventaja porque la mayor parte del nitrógeno del suelo se volatiliza después del fuego (Raison et al. 1985). Los bosques luego de un incendio son más abiertos y bajos, por lo tanto, reciben más luz solar, y por ello es de esperar que esto impida a estos organismos mantener una hidratación suficiente para la fotosíntesis (Nelson et al. 2015). Por otro lado, se encontró *Peltigera* en una parcela quemada sobre roca, y esto se podría explicar desde el punto de vista de que la tolerancia a la desecación no siempre es menor para todos los líquenes cianobacterianos en comparación con los líquenes de algas verdes (Gauslaa & Solhaug 1996), y la capacidad de retención de agua es generalmente mayor para ellos que las especies de algas verdes (Gauslaa & Coxson 2011).

6. Conclusiones

La primera hipótesis se cumple parcialmente, ya que como se dijo anteriormente la vegetación criptogámica de rocas en bosques quemados fue afectada por el incendio. Esto nos

permite especular que las comunidades de líquenes y briófitos de roquedales, que se observan en la actualidad en los bosques de tabaquillo, también están modeladas por la frecuencia del fuego. Por su parte, hubo poca o nula recuperación de la cobertura criptogámica en suelo.

La cobertura criptogámica se vio mas afectada a medida que la severidad del fuego aumentó, especialmente los líquenes y briófitos que crecen sobre suelo. Tanto en parcelas quemadas como en las parcelas no quemadas la cobertura criptogámica se modificó en relación a las variables explicatorias medidas tal como se había predicho.

La incidencia del fuego en los bosques de *Polylepis* en Argentina es frecuente y en particular en los bosques de *P. australis* (Renison et al. 2013) lo que da como resultado la arbustización (Renison et al. 2002) en una matriz de pastizales. A partir de nuestro trabajo, podemos conocer que otro de los impactos de este disturbio es la desaparición o disminución significativa de la cobertura criptogámica tanto en suelo como en roca. Futuros estudios deben establecer la relación entre este fenómeno y la erosión del suelo que queda descubierto, la tasa de recuperación de la cobertura y el posible vínculo con la restauración del bosque.

En cuanto a la segunda hipótesis, se observó una marcada disminución de la diversidad de especies al comparar parcelas quemadas con aquellas que no se quemaron. Las especies encontradas sobrevivieron al fuego, escapando de éste, siendo predominante la forma de crecimiento foliosa y el sustrato donde se encontró mayor cantidad de especies fue la roca. Encontramos una alta diversidad de especies en sitios no quemados a pesar de que las curvas de rarefacción no llegaron a estabilizarse, lo que demuestra la riqueza de este sistema y la importancia de su conservación.

7. Referencias bibliográficas

- Anchorena J. & Cingolani A.M.** 2002. Identifying habitat types in a disturbed area of the forest-steppe ecotone of Patagonia. *Plant Ecology* 158: 97-112.
- Aragón G., Martínez I., Izquierdo P., Belinchón R. & Escudero A.** 2010. Effects on forest Management on epiphytic lichen diversity in Mediterranean forests. *Appl.Veg. Sci* 13: 183-194.
- Armesto J. J. & Contreras L.C.** 1981. Saxicolous Lichen Communities: Non equilibrium Systems? *The American Naturalist* 118: 597-604.
- Armstrong R.A.** 2002. The effect of rock surface aspect on growth, size structure and competition in the lichen *Rhizocarpon geographicum*. *Environmental and Experimental Botany* 48: 187-194.
- Armstrong R.A. & Welch A.R.** 2007. Competition in lichen communities. *Symbiosis* 43:1–12.
- Barreno E. & Pérez-Ortega S.** 2003. *Biología de los líquenes. Líquenes de la Reserva Integral de Muniellos, Asturias, KRK Ediciones, Asturias.*

- Belinchón R., Martínez I., Otálora M.A., Aragón G., Dimas J. & Escudero A.** 2009. Fragment quality and matrix affect epiphytic performance in a Mediterranean forest landscape. *American Journal of Botany* 96: 1974-1982.
- Belnap J., B. Büdel and O. L. Lange.** 2003. Biological soil crusts: characteristics and distribution. Páginas en 3-30. Belnap, J. and O. L. Lange. Biological soil crust: Structure, function, and management. *Ecological Studies*, Springer-Verlag, Berlin.
- Cabido M. & Acosta A.** 1985. Estudio fitosociológico en bosques de *Polylepis australis* BITT. ("Tabaquillo") en las Sierras de Córdoba, Argentina. *Documents Phytosociologiques* 9: 385-400.
- Cabido M.** 1985. Las comunidades vegetales de la Pampa de Achala, Sierras de Córdoba, Argentina. *Documents Phytosociologiques* 9: 431-443.
- Cabido M., Funes G., Pucheta E., Vendramini F. & Díaz S.** 1998. A chorological analysis of the mountains from Central Argentina. Is all what we call Sierra Chaco really Chaco? Contribution to the study of the flora and vegetation of the Chaco. XII. *Candollea* 53: 321-331.
- Cabrera Al.** 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Editorial Acme S.A.C.I., Buenos Aires, Argentina. 85 pp.
- Cantero J.J., Sfragulla J.A., Núñez C., Bonalumi A.A., Mulko J., Amuchastegui A., Chiarini F., Barboza G.E. & Ariza Espinar L.** 2011. Flora de los afloramientos de mármoles y serpentinitas de las Sierras de Córdoba (Argentina). *Kurtziana* 36: 11-45.
- Cingolani A.M., Renison D., Zak M.R. & Cabido M.** 2004. Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using Landsat data: an alternative method to define and classify land-cover units. *Remote Sensing and Environment* 92: 84-97.
- Cingolani A.M., Renison D., Tecco P.A., Gurvich D.E. & Cabido M.** 2008. Predicting cover types in a mountain range with long evolutionary grazing history: a GIS approach. *Journal of Biogeography* 35: 538-551.
- Cingolani A.M., Vaieretti M.V., Gurvich D.E., Giorgis M.E. & Cabido M.** 2010. Predicting alpha, beta and gamma plant diversity from physiognomic and physical indicators as a tool for ecosystem monitoring. *Biological Conservation* 143: 2570-2577.
- Collins B.M., Kelly M., Van Wagtenonk J.W. & Stephens S.L.** 2007. Spatial patterns of large natural fires in Sierra Nevada wilderness areas. *Landscape Ecology* 22: 545-557.
- Colwell R.K.** 2006. Estimates: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2 (purl.oclc.org/estimates).
- Colwell R.K. & Coddington J.A.** 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 345:101.

- Cortina J., Maestre F.T. & Ramírez D.** 2009. Innovations in semiarid restoration. The case of *Stipa tenacissima* L. steppes. En: Land restoration to combat desertification. Innovative approaches, quality control and project evaluation (Bautista S., Aronson J., Vallejo R., eds.). Fundación CEAM; 121-144 pp.
- Díaz S., Acosta A. & Cabido M.** 1994. Community structure in montane grasslands of central Argentina in relation to land use. *Journal of Vegetation Science* 5:483-488.
- Díaz-Delgado R., Lloret F., Pons X. & Terradas J.** 2002. Satellite evidence of decreasing resilience in Mediterranean plant communities after recurrent wildfires. *Ecology* 83: 2293-2303.
- Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M. & Robledo C.W.** InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Elbert W., Weber B., Burrows S., Steinkamp J., Büdel B., Meinrat O.A. & Pöschl U.** 2012. Contribution of cryptogamic covers to the global cycles of carbon and nitrogen. *Nature Geoscience* 5: 459-462.
- Ellis C.J. & Coppins B.J.** 2010. Integrating multiple landscape-scale drivers in the lichen epiphyte response: climatic setting, pollution regime and Woodland spatial-temporal structure. *Diversity and Distributions* 16: 43-52.
- Estrabou C.** 2000. Patrones de distribución geográfica de Parmeliaceae sensu stricto (Ascomycetes liquenizados) en la provincia de Córdoba, Argentina. *Nova Acta Científica Cosmopoletana (Biología)* 10: 11-19.
- Galloway D.** 2008. Lichen biogeography. - In: T. H. Nash, III: *Lichen Biology. Second Edition*. Cambridge University Press, Cambridge. VIII+486 pages, pp. 315-335.
- García C., Renison D., Cingolani A.M. & Fernández-Juricic E.** 2008. Avifaunal changes as a consequence of large-scale livestock exclusion in the mountains of Central Argentina. *Journal of Applied Physiology* 45:351-360
- Gauslaa Y. & Solhaug K.A.** 1996. Differences in the susceptibility to light stress between epiphytic lichens of ancient and young boreal forest stands. *Functional Ecology* 10: 344-354.
- Gauslaa Y. & Coxson D.** 2011. Interspecific and intraspecific variations in water storage in epiphytic old forest foliose lichens. *Botany-Botanique* 89: 787-798.
- Gimingham C.M. & Birse E.M.** 1957. Ecological studies on growth form in bryophytes. Correlation between growth form and habitat. *Journal of Ecology* 45: 533-545.
- Giorgis M.A., Cingolani A.M. & Cabido M.** 2013. El efecto del fuego y las características topográficas sobre la vegetación y las propiedades del suelo en la zona de transición entre bosques y

pastizales de las sierras de Córdoba, Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 48: 493-513.

Grime P., Rincon E.R. & Wickerson B.E. 1990. Bryophytes and plant strategy theory. *Botanical Journal of the Linnean Society* 104: 175-186.

Harper K.T. & Belnap J. 2001. The influence of biological soil crusts on mineral uptake by associated vascular plants. *Journal of Arid Environments* 47: 347-357.

Hauck M. & Spribille M. 2005. The significance of precipitation and substrate chemistry for epiphytic lichen diversity in spruce-fir forests of the Salish Mountains, northwestern Montana. *Flora* 200: 547-562.

Hawkes C.V. 2003. Microorganismos del suelo, plantas en peligro de extinción y la conservación del Matorral de Florida. *Ecosistemas* 12: 1-6.

Hawkes C.V. & Flechtner V.R. 2002. Biological soil crusts in a xeric Florida shrubland: composition, abundance, and spatial heterogeneity of crusts with different disturbance histories. *Microbial Ecology* 43: 1-12.

Johansen J.R. & St. Clair L.L. 1986. Cryptogamic soil crusts: recovery from grazing near Camp Floyd State Park, Utah, USA. *Great Basin Naturalist* 46: 632-640.

Johansen J.R. 1993. Cryptogamic crusts of semiarid and arid lands of North America. *Journal of Phycology* 29: 140-147.

Johansson P., Wetmore C.M., Carlson D.J., Reich P.B. & Thor G. 2006. Habitat preference, growth form, vegetative dispersal and population size of lichens along a wildfire severity gradient. *The Bryologist* 109: 527-540.

John E. & Dale M.R.T. 1990. Environmental correlates of species distributions in a saxicolous lichen community. *Journal of Vegetation Science* 1: 385-392.

Key C.H. 2006. Ecological and sampling constraints on defining landscape fire severity. *Fire Ecology* 2: 34-59.

Kelly D.L., O'Donovan G., 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.

Kristensen M.J. & Frangi J.L. 1996. Mesoclimas de roquedales de la Sierra de la Ventana. *Ecología Austral* 6: 115-122.

Kremsater L. & Bunnell F. 1999. Edge effects; theory, evidence and implications to management of western North American forests. En Rochelle J, Lehmann L, Wisniewski JL eds. *Forest wildlife and fragmentation: Management implications* Leiden, Germany. Brill. P. 117-153.

- Kulakowski D. & Veblen T.T.** 2002. Influences of fire history and topography on the pattern of a severe wind blowdown in a Colorado Subalpine Forest. *Journal of Ecology* 90: 806-819.
- Kuntz K. & Larson D.W.** 2006. Microtopographic control of vascular plant, bryophyte and lichen communities on cliff faces. *Plant Ecology* 185:239–253.
- Li S., Liu W-Y. & Li D-W.** 2013. Bole epiphytic lichens as potential indicators of environmental change in subtropical forest ecosystems in southwest China. Elsevier. *Ecological Indicators* 29: 93-104.
- Longo S., Nouhra E., Goto B., Barbara R. & Urcelay, C.** 2014. Effects of fire on arbuscular mycorrhizal fungi in the Mountain Chaco Forest. *Forest Ecology and Management* 315: 86-94.
- Marcora P., Hensen J., Renison D., Selmann P. & Wesche K.** 2008. The performance of *Polylepis australis* trees along their entire altitudinal range: implications of climate change for their conservation. *Diversity Distributions* 14: 630-636.
- Marcora P.I., Renison D., País-Bosch A.I., Cabido R.M. & Tecco, P.A.** 2013. The effect of altitude and grazing on seedling establishment of woody species in central Argentina. *Forest Ecology and Management* 291: 300-307.
- McCune B. & Grace J.B.** 2002. *Analysis of Ecological Communities*. 304 pages. With a contribution by Dean L. Urban.
- McCune B., Dey J., Peck J., Cassell D., Heiman K., Will-Wolf S. & Neitlich P.** 1997. Repeatability of community data: species richness versus gradient scores in large-scale lichen studies. *Bryologist* 100: 40-46.
- Mistry J.** 1998. Corticolous lichens as potential bioindicators of fire history: a study in the cerrado of the Distrito Federal, central Brazil. *Journal of Biogeography* 25: 409-441.
- Morales D., Rostagno C.M. & La Manna L.** 2010. Impacto del fuego sobre el comportamiento hidrológico del suelo en un bosque de ciprés. *Patagonia Forestal* 2: 23-24.
- Nelson P.R., McCune B., Roland C., & Stehn S.** 2015. Non- parametric methods reveal non- linear functional trait variation of lichens along environmental and fire age gradients. *Journal of Vegetation Science* 26: 848-865.
- Pucheta E., Cabido M., Díaz S. & Funes G.** 1998. Floristic composition, biomass, and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain grassland of central Argentina. *Acta Oecologica* 19: 97-105.
- Quiroga G., Estrabou C. & Rodriguez J.M.** 2008. Lichen community response to different management situations in a protected forest of Córdoba, Argentina. *Lazaroa* 29: 131-138.

- Raison R.J., Khanna P.K. & Woods P.V.** 1985. Mechanisms of element transfer to the atmosphere during vegetation fires. *Canadian Journal of Forest Research* 15: 132–140.
- Rajakaruna N., Knudsen K., Fryday A.M., O'dell R.E., Pope N., Olday F.R. & Woolhouse S.** 2012. Investigation of the importance of rock chemistry for saxicolous lichen communities of the New Idria serpentinite mass, San Benito County, California. *Lichenologist* 44: 695–714.
- Renison D., Cingolani A.M. & Suarez R.** 2002. Efectos del fuego sobre un bosquecillo de *Polylepis australis* (Rosaceae) en las montañas de Córdoba, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 719-727.
- Renison D., Hensen I., Suárez R. & Cingolani A.M.** 2006. Cover and growth habit of *Polylepis* woodlands and shrublands in the mountains of central Argentina: human or environmental influence? *Journal of Biogeography* 33: 876-887.
- Renison D., Hensen I. & Suarez R.** 2009. Landscape Structural Complexity of High-Mountain *Polylepis australis* Forests: A New Aspect of Restoration Goals. *Restoration Ecology* 19: 390-398.
- Renison D., Cuyckens Griet A.E., Pacheco S., Guzmán G., Grau H., Marcora P., Robledo G, Cingolani A., Dominguez J., Landi M, Bellis L. & Hensen I.** 2013. Distribución y estado de conservación de las poblaciones de árboles y arbustos del género *Polylepis* (Rosaceae) en las montañas de Argentina. *Ecología Austral* 23: 27-36.
- Robledo G.L. & Renison D.** 2010. Wood-decaying polypores in the mountains of central Argentina in relation to *Polylepis* forest structure and altitude. *Fungal Ecology* 3: 178-184.
- Rodriguez Groves V. & G. Peiroti.** 2004. Plan de Manejo Parque Nacional Quebrada del Condorito. Delegación Regional Centro. Administración de Parques Nacionales. <https://www.sib.gov.ar/archivos/plan-de-manejo-parque-nacional-condorito.pdf>
- Rodriguez J.M., Estrabou C., Fenoglio R., Robbiati F., Salas M.C. & Quiroga G.** 2009. Recuperación post-fuego de la comunidad de líquenes epífitos en la provincia de Córdoba, Argentina. *Acta Botánica Brasilica* 23: 854-859.
- Rodriguez J. M., Estrabou C., Truong C. & Clerc P.** 2011. The saxicolous species of the genus *Usnea* subgenus *Usnea* (Parmeliaceae) in Argentina and Uruguay. *The Bryologist* 114: 504-525.
- Rodriguez J. M., Hernandez J. M., Filippini E., Cañas M. & Estrabou C.** 2016. Nuevas citas de macrolíquenes para Argentina y ampliaciones de distribución en el centro del país. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 51: 405-417.
- Rodriguez J.M., Renison D., Filippini E & Estrabou C.** 2017. Climate change in the mountains: Insights from a study of Saxicolous lichen communities in relation to altitude and microsite. *Biodiversity and Conservation*.

- Rovere A.E. & Calabrese G.M.** 2011. Diversidad de musgos en ambientes degradados sujetos a restauración en el Parque Nacional Lago Puelo. *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 571-580.
- Sherman R.E., Martin P.H., Fahey T.J & Degloria S.D.** 2008. Fire and Vegetation Dynamics in High-elevation Neotropical Montane Forests of the Dominican Republic. *Ambio* 37: 7-8.
- Sipman H. & Aptroot A.** 2007. Lichen biodiversity in New Guinea. In: *The Ecology of Papua*(eds. A.J. Marshall. & B.M. Beehler). Singapore, Periplus Editions: 303-319.
- Sylvester S.P., Sylvester M.D. & Kessler M.** 2014. Inaccessible ledges as refuges for the natural vegetation of the high Andes. *Journal of Vegetation Science* 25:1225–1234.
- Torres R.C., Giorgis M.A., Trillo C., Volkman L., Demaio P., Heredia J., Renison D.** 2014. Post-fire recovery occurs overwhelmingly by resprouting in the Chaco Serrano forest of Central Argentina. *Austral Ecology* 39: 346-354
- Verzino G., Joseau J., Dorado M., Gellert E., Rodríguez Reartes S. & Nóbile R.** 2005. Impacto de los incendios sobre la diversidad vegetal, sierras de Córdoba, Argentina. *Ecología Aplicada* 4: 25-34.
- Werth S., Tommervik H. & Elvebakk A.** 2005. Epiphytic macrolichen communities along regional gradients in northern Norway. *Journal of Vegetation Science* 16: 199-208.
- Will-Wolf S., Esseen P.A. & Neitlich P.** 2002. Monitoring Biodiversity And Ecosystem Function: Forests. Pp. 203-222. In: P.L. Nimis; C. Scheidegger & P.A. Wolseley (eds.). *Monitoring with Lichens - Monitoring Lichens*. Netherlands, Kluwer Academic Publishers.
- Wolseley P.A. & Aguirre-Hudson B.** 1997. Fire in tropical dry forests: corticolous lichens as indicators of recent ecological changes in Thailand. *Journal of Biogeography* 24: 345-362.

ANEXO I

Características de las parcelas de 30 x 30 m de bosque de *Polylepis australis* medidas. Cobertura de bosques (estimada en %, para las parcelas quemadas se tomó la cobertura previa al incendio), orientación de la pendiente (grados), pendiente (grados, medida en el centro de la parcela), severidad de fuego (0 = no quemado, 1 = baja, 2 = moderada y 3 = alta).

Parcela	Cobertura de bosque	Orientación	Pendiente	Severidad de fuego
1	50%	180	12	0
2	80%	70	22	0
3	60%	240	17	0
4	80%	70	20	0
5	70%	130	22	0
6	60%	160	18	0
7	70%	280	15	0
8	60%	220	4	0
9	75%	230	22	0
10	40%	50	20	0
11	60%	330	10	0
12	85%	260	10	0
13	80%	220	30	0
14	80%	290	15	0
15	75%	170	20	0
16	85%	180	20	0
17	70%	280	20	0
18	70%	360	10	0
19	75%	70	15	0
20	50%	80	14	0
21	50%	230	10	1
22	70%	310	19	2
23	50%	280	20	3
24	60%	100	25	3
25	60%	100	20	3
26	80%	45	10	2
27	80%	280	20	2
28	60%	360	20	2
29	65%	180	10	3
30	50%	200	14	3
31	45%	180	16	3
32	60%	50	20	3
33	40%	60	22	3
34	60%	220	10	2
35	60%	140	25	2
36	45%	200	16	3
37	50%	230	15	3
38	60%	130	20	3
39	45%	180	10	3
40	50%	80	17	2

ANEXO II

Especies identificadas en los cuatro sustratos considerados. Se indican las especies encontradas en parcelas quemadas en la primera columna, y con un asterisco para cada sustrato. Crustoso = Cr, Folioso = F, Fruticuloso = Fr, Escumuloso = Esc, Lepraroide = L

Especies	Parcelas Quemadas	Arbusto	Tabaquillo	Roca	Suelo	Forma de crecimiento
"Apotecios negros"	-	X	X	-	-	Cr
<i>Biatora</i> sp.	-	X	X	-	-	Cr
<i>Buellia</i> "azul"	-	-	-	X	-	Cr
<i>Buellia</i> sp.	X	X	X	X*	-	Cr
<i>Bacidina</i> sp.	-	X	X	-	-	Cr
<i>Caloplaca arenaria</i>	-	-	X	X	-	Cr
<i>Caloplaca</i> "isidiada"	X	X	X	X*	-	Cr
<i>Caloplaca cinabarina</i>	-	-	-	X	-	Cr
<i>Caloplaca</i> sp.	-	X	X	X	-	Cr
<i>Candelariella vitellina</i>	X	X*	X*	X	-	Cr
<i>Candelariella deppeanae</i>	-	-	X	-	-	Cr
<i>Canoparmelia crozalsiana</i>	X	X	X*	-	X	F
<i>Cetrariastrum americanum</i>	-	X	X	X	X	F
<i>Cetrariastrum cirrhatum</i>	-	-	-	X	-	F
cf. <i>Parmelinopsis</i>	-	-	X	-	-	F
<i>Chrysotrix candelaris</i>	-	X	X	X	-	L
<i>Cladonia</i> cf. <i>macilenta</i>	-	-	X	X	-	Esc
<i>Cladonia</i> "de escamas"	-	-	X	-	X	Esc
<i>Cladonia macilenta</i>	-	-	-	X	X	Esc
<i>Cladonia melanopoda</i>	-	-	X	X	X	Esc
<i>Cladonia ochracea</i>	-	-	X	X	-	Esc
<i>Cladonia pyxidata</i>	-	-	X	X	X	Esc
<i>Cladonia subsquamosa</i>	-	-	X	-	-	Esc
<i>Cladonia fimbriata</i>	-	-	-	X	X	Esc
<i>Culbersonia nubila</i>	-	-	X	X	-	F
<i>Dimelaena oreina</i>	-	-	-	X	-	Cr
<i>Flavoparmelia caperata</i>	-	-	X	X	-	F
<i>Flavoparmelia haysomii</i>	-	-	-	-	-	F
<i>Flavoparmelia</i> "sorediada"	-	X	X	-	-	F
<i>Flavoparmelia soredians</i>	-	X	X	X	-	F
<i>Flavopunctelia flaventior</i>	X	X*	X*	X*	-	F
<i>Heterodermia japonica</i>	-	-	-	X	-	F
<i>Heterodermia lutescens</i>	-	-	-	X	-	F
<i>Heterodermia obscurata</i>	-	X	-	X	-	F
<i>Heterodermia squamulosa</i>	-	-	-	X	-	F
<i>Hyperphyscia</i> sp.	-	-	-	X	-	F
<i>Hypotrachyna brevyrhiza</i>	-	X	X	X	-	F

Especies	Parcelas Quemadas	Arbusto	Tabaquillo	Roca	Suelo	Forma de crecimiento
<i>Hypotrachyna dactilifera</i>	-	-	X	X	-	F
<i>Hypotrachyna densirricinata</i>	-	X	-	X	-	F
<i>Hypotrachyna flavovirens</i>	-	X	X	-	-	F
<i>Hypotrachyna leiophyla</i>	-	-	-	X	-	F
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	-	X	X	X	-	F
<i>Hypotrachyna saxatilis</i>	-	X	X	-	-	F
<i>Hypotrachyna</i> sp.	-	X	X	X	-	F
<i>Hypotrachyna</i> sp.2	-	-	X	-	-	F
<i>Hypotrachyna subsaxatilis</i>	-	-	X	-	-	F
<i>Lecania</i> sp.	-	-	-	X	-	Cr
<i>Lecanora</i> "verde"	X	-	X*	X	-	Cr
<i>Lecanora</i> "apotecios negros"	-	X	-	-	-	Cr
<i>Lecanora caesiorubella</i>	-	X	X	-	-	Cr
<i>Lecanora</i> sp.	-	X	X	-	-	Cr
<i>Lecanora</i> sp.1	-	-	X	-	-	Cr
<i>Lecidea</i> sp.	-	X	X	-	-	Cr
<i>Lepraria</i> sp.	X	X	X*	X*	-	L
<i>Lecidea</i> (<i>Malcomiella</i>)	-	X	X	-	-	Cr
<i>Lepraria</i> "blanca"	-	-	X	X	-	L
<i>Leptogium azureum</i>	-	-	-	X	-	F
<i>Leptogium</i> sp.	-	-	-	X	-	F
<i>Myelochroa lindmanii</i>	-	-	X	-	-	F
<i>Neofuscelia</i> sp.	-	-	X	-	-	F
<i>Normandina pulchella</i>	X	X*	X*	X*	-	F
<i>Ochrolechia</i> sp.	-	-	X	X	-	Cr
<i>Pannaria</i> sp.	-	-	-	X	-	Cr
<i>Paraparmelia rupicola</i>	-	-	-	X	-	F
<i>Parmelinopsis afrorevoluta</i>	-	X	X	-	-	F
<i>Parmelinopsis radiculata</i>	-	X	X	-	-	F
<i>Parmelinopsis</i> sp.	-	X	X	X	-	F
<i>Parmotrema</i> "canomaculina"	-	X	X	X	-	F
<i>Parmotrema</i> aff. <i>cetratum</i>	-	-	X	X	-	F
<i>Parmotrema austroscinense</i>	-	X	X	-	-	F
<i>Parmotrema cetratum</i>	-	X	X	X	-	F
<i>Parmotrema chinense</i>	-	-	X	X	-	F
<i>Parmotrema colombiana</i>	-	-	-	X	-	F
<i>Parmotrema conferenda</i>	-	X	X	X	-	F
<i>Parmotrema crinitum</i>	-	X	X	X	-	F
<i>Parmotrema pilosum</i>	-	-	X	-	-	F
<i>Parmotrema praesorediosum</i>	-	X	X	X	-	F
<i>Parmotrema reticulatum</i>	X	X	X*	X*	X	F
<i>Parmotrema rimulosum</i>	-	-	X	X	-	F

Especies	Parcelas Quemadas	Arbusto	Tabaquillo	Roca	Suelo	Forma de crecimiento
<i>Parmotrema</i> sp.	-	X	X	X	-	F
<i>Parmotrema</i> sp.2	-	-	X	-	-	F
<i>Parmotrema</i> "verde"	-	-	-	X	-	F
<i>Peltigera</i> sp.	X	-	-	X*	X	F
<i>Peltigera</i> "con filidios"	-	-	X	-	-	F
<i>Pertusaria</i> sp.	-	-	-	X	-	Cr
<i>Pertusaria</i> "sorediada"	-	-	-	X	-	Cr
<i>Phaeophyscia</i> sp.	-	-	-	X	-	F
<i>Phaeophyscia endococcinoides</i>	-	-	-	X	-	F
<i>Physcia crispa</i>	-	-	X	-	-	F
<i>Physcia undulata</i>	-	-	X	-	-	F
<i>Physcia rolffii</i>	X	X*	X*	X	-	F
<i>Physcia</i> sp.	-	-	X	X	-	F
<i>Pseudocyphellaria</i> sp.	-	X	X	X	-	F
<i>Pseudocyphellaria</i> sp.2	-	-	-	X	-	F
<i>Psiloparmelia</i> sp.	-	-	-	X	-	F
<i>Psiloparmelia distincta</i>	-	-	-	X	-	F
<i>Psora icterica</i>	X	-	-	-	X*	Esc
<i>Punctelia colombiana</i>	X	X	X	X*	-	F
<i>Punctelia hypoleucites</i>	-	-	-	X	-	F
<i>Punctelia microsticta</i>	-	-	X	X	-	F
<i>Punctelia perreticulata</i>	X	-	X*	X*	-	F
<i>Punctelia puntilla</i>	-	-	-	X	-	F
<i>Punctelia semansiana</i>	-	-	X	X	-	F
<i>Punctelia</i> sp.	-	-	X	-	-	F
<i>Punctelia stictica</i>	X	-	X*	X*	-	F
<i>Ramalina aff. peruviana</i>	-	-	X	-	-	Fr
<i>Ramalina aspera</i>	-	X	X	X	-	Fr
<i>Ramalina celastri</i>	-	X	X	X	-	Fr
<i>Ramalina</i> "chiquita"	-	X	X	X	-	Fr
<i>Ramalina farinosa</i>	-	X	X	-	-	Fr
<i>Ramalina peruviana</i>	-	X	X	X	-	Fr
<i>Ramalina pilullifera</i>	-	-	X	X	-	Fr
<i>Rinodina</i> sp.	-	X	X	-	-	Cr
<i>Rhizocarpon</i> sp.	-	-	-	X	-	Cr
<i>Stereocaulon</i> sp.	-	-	-	X	X	Fr
<i>Sticta</i> sp.	-	-	X	X	-	F
<i>Sticta gaudichaudii</i>	-	-	X	X	-	F
<i>Teloschistes chrysophthalmus</i>	-	X	X	X	-	Fr
<i>Teloschistes hosseussianus</i>	-	X	-	-	-	Fr
<i>Umbilicaria</i> sp.	X	-	-	X*	-	F
<i>Umbilicaria africana</i>	-	-	-	X	-	F

Especies	Parcelas Quemadas	Arbusto	Tabaquillo	Roca	Suelo	Forma de crecimiento
<i>Umbilicaria polyrrhiza</i>	-	-	-	X	-	F
<i>Usnea amblyoclada</i>	-	-	X	X	-	Fr
<i>Usnea</i> "apoteciada"	X	X	X*	X	-	Fr
<i>Usnea cf glabrata</i>	-	X	X	-	-	Fr
<i>Usnea cf krogiana</i>	-	-	X	X	-	Fr
<i>Usnea cf silesiaca</i>	-	X	X	X	X	Fr
<i>Usnea cirrosa</i>	-	X	-	X	-	Fr
<i>Usnea colombiana</i>	-	-	X	-	-	Fr
<i>Usnea cornuta</i>	-	X	X	X	-	Fr
<i>Usnea dasaea</i>	-	X	X	X	-	Fr
<i>Usnea durietzii</i>	-	-	X	X	-	Fr
<i>Usnea flavocardia</i>	-	X	X	-	-	Fr
<i>Usnea glabrata</i>	-	X	X	X	-	Fr
<i>Usnea hieronymi</i>	-	-	-	X	-	Fr
<i>Usnea igniaria</i>	-	X	X	-	-	Fr
<i>Usnea krogiana</i>	-	-	X	X	-	Fr
<i>Usnea lutti</i>	-	-	-	X	-	Fr
<i>Usnea malmi</i>	-	X	X	-	-	Fr
<i>Usnea parvula</i>	-	X	X	X	-	Fr
<i>Usnea saxidilatata</i>	-	-	X	X	-	Fr
<i>Usnea sp.</i>	-	X	-	-	-	Fr
<i>Usnea sp.3</i>	-	-	X	-	-	Fr
<i>Usnea sp.2</i>	-	-	X	-	-	Fr
<i>Usnea subelegans</i>	-	-	X	-	-	Fr
<i>Usnea subscabrosa</i>	-	X	-	-	-	Fr
<i>Xanthoparmelia cotopaxiensis</i>	-	-	-	X	-	F
<i>Xanthoparmelia farinosa</i>	X	-	-	X*	-	F
<i>Xanthoparmelia hypopsila</i>	-	-	-	X	-	F
<i>Xanthoparmelia microspora</i>	-	-	-	X	-	F
<i>Xanthoparmelia mougeoti</i>	-	-	-	X	-	F
<i>Xanthoparmelia punctulata</i>	-	-	-	X	-	F
<i>Xanthoparmelia santessonii</i>	-	-	-	X	X	F
<i>Xanthoparmelia sp.</i>	X	-	-	X*	-	F
<i>Xanthoparmelia taractica</i>	-	-	-	-	X	F
<i>Xanthoparmelia ulcerosa</i>	-	-	-	X	-	F
<i>Xanthoparmelia wrightiana</i>	X	-	-	X*	-	F
<i>Xanthoria sp.</i>	X	X*	X	X	-	F
<i>Xanthoria fallax</i>	-	-	-	X	-	F