

Informe Final Componente

EVALUACION DE PROCESOS DE RESTAURACIÓN DE LA VEGETACIÓN EN AREAS INCENDIADAS EN LA REGION DEL MAULE

PROYECTO PYT 2017-0733

**PILOTO DE INNOVACIÓN TERRITORIAL EN RESTAURACIÓN POST INCENDIO
PARA LA REGIÓN DEL MAULE 2017–2020.**

Localidad de Rastrojos

Comuna de San Javier · Provincia de Linares -Región del Maule · Chile



Informe Final Componente

Evaluación de Procesos de Restauración de la Vegetación en Áreas Incendiadas en la Región del Maule

Autor:

Pablo Becerra Osses, Departamento de Ecosistemas y Medio Ambiente, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile

Este informe fue generado en el marco del proyecto *PYT 2017- 0733*:

Piloto de Innovación Territorial en Restauración Post Incendio para la Región del Maule 2017-2020, implementado en la Localidad de Rastrojos, por la Corporación Nacional Forestal (CONAF), con el apoyo de la Fundación para la Innovación Agraria (FIA), bajo la coordinación de la Gerencia de Desarrollo y Fomento Forestal y la Oficina Provincial de Linares de CONAF.

Responsables en CONAF:

Andrés Meza A. (Coordinador Principal); **Eduardo Jara V.** (Coordinador Alterno); **Bárbara Arias R.** (Apoyo Técnico)

Febrero 2021



CONTENIDO

I- Estudio de regeneración natural de la vegetación del área incendiada de la localidad de Rastrojo,

II.- Estudio experimental de reforestación en el área incendiada de la localidad de Rastrojo.

III.- Estudio de identificación de zonas prioritarias de restauración para mejorar la conectividad entre fragmentos de bosque en la localidad de Rastrojos.

IV.- Estudio del efecto del incendio en el nivel de micorrización de especies arbóreas en la localidad de Rastrojos.

I.- Recuperación post incendio de la vegetación en un área incendiada de Chile central

RESUMEN

A pesar de lo común de los incendios en la zona central de Chile, pocos estudios han evaluado la recuperación de la vegetación después de ocurridos. En este trabajo se evalúa la recuperación de la vegetación en la localidad de Rastrojos, región del Maule, después del mega incendio ocurrido el verano de 2017 en Chile central. Se compara la recuperación post-incendio entre las diferentes condiciones de hábitat presentes en el área, clasificados en función de la condición topográfica y vegetacional previo al incendio: fondos de quebrada, laderas mélica, laderas xérica, cárcavas, áreas planas con espinal y áreas planas con plantación forestal. En septiembre de 2018 se muestreó la vegetación en plots de 5 x 10 m, los cuales volvieron a muestrearse en septiembre de 2020. La regeneración proveniente de semilla fue relativamente abundante en plantas <0,5 m, pero se redujo fuertemente en tamaños mayores. La regeneración proveniente de semilla como vegetativa fueron mayores en los hábitats de fondo de quebrada, ladera mélica y cárcavas. La cobertura leñosa mostró un patrón similar, mientras que la cobertura herbácea fue mayor en los hábitats de ladera xérica y de áreas planas con espinal. Nuestros resultados sugieren que, existe una importante recuperación de la vegetación, principalmente debido a una abundante regeneración vegetativa, y que en general la recuperación de especies leñosas es mayor en los hábitats más húmedos de la localidad, o con menor perturbación antrópica pasada. La estrata herbácea se recupera aún más rápido, principalmente en los hábitats con menor cobertura leñosa.

Palabras clave: incendios, regeneración, región tipo-Mediterránea, restauración, sucesión,

➤ INTRODUCCIÓN

El fuego es un tipo de perturbación que puede modificar fuertemente las comunidades, ecosistemas y paisajes, jugando un rol fundamental en la conservación de la biodiversidad (Bond & Van Wilgen 1996, Bond & Keeley 2005, North *et al.* 2015). Se prevé que la frecuencia e intensidad de los incendios aumenten, al menos a mediano plazo, en áreas donde el cambio climático generará un aumento en la aridez (Flannigan *et al.* 2009). El impacto de un incendio en la vegetación, especialmente en términos de mortalidad, puede ser espacialmente muy variable dependiendo de la cantidad de material combustible, intensidad del fuego, topografía, vientos, y temporada en la que se produce (Bond & Van Wilgen 1996). La vegetación que se desarrolla después de un incendio puede diferir de la vegetación presente previo a éste (Bond & Van Wilgen 1996, Bond & Keeley 2005), aunque en otros casos, la gran mayoría de las especies presentes antes de un incendio pueden recuperarse (Pausas *et al.* 2008).

Diversos factores pueden influir en los niveles de recuperación de la vegetación post-fuego. La historia evolutiva en presencia de incendios y las adaptaciones a éstos en la flora de una región son probablemente muy determinantes del nivel de recuperación de la vegetación después de ocurrido un incendio (Bond & Van Wilgen 1996, Pausas *et al.* 2008), así como también la vegetación sobreviviente y aledaña al área incendiada que puede proporcionar propágulos (Bond & Keeley 2005, Pausas *et al.* 2008). Además, hay factores locales que pueden influir en los niveles de recuperación, por ejemplo, condiciones abióticas físicas del hábitat, presencia de especies mutualistas (e.g. micorrizas) y herbívoros (Bond & Van Wilgen 1996). Keeley *et al.* (2005) propusieron la hipótesis de “filtro ambiental” para explicar los procesos de recuperación de la vegetación post-incendio. Esta hipótesis sostiene que la recuperación de poblaciones de plantas posterior a un incendio está regulada principalmente por factores ambientales físicos del hábitat. Por ejemplo, se ha documentado una estrecha relación entre recuperación de la vegetación y condiciones climáticas (Harvey *et al.* 2016; Liu 2016), topográficas (Wittenberg *et al.* 2007), y de suelo (Puig-Gironès *et al.* 2017). En general, hábitats más favorables para el desarrollo de la vegetación, especialmente más húmedos o con mejor desarrollo de suelos, presentan mejor y más rápida recuperación (Keeley *et al.* 2005). Wittenberg *et al.* (2007) muestran que la recuperación de la vegetación en el monte Carmelo (Israel), posterior a un conjunto de incendios sucesivos, exhibe una dinámica distinta dependiendo de la

exposición solar de las laderas. Luego de tres años, la pendiente orientada al norte (más húmeda) volvió a las condiciones previas a la perturbación mientras que la vegetación de la pendiente orientada al sur (más árida) sólo alcanzó un 80% de las condiciones previas al fuego. Otros estudios muestran resultados similares (e.g. Mouillot *et al.* 2003, 2005, Ireland & Petropoulos 2015).

Los ecosistemas de tipo mediterráneo (ETM), tales como la cuenca del Mediterráneo, California (USA), Chile central, Sudáfrica y el suroeste de Australia, comparten un régimen climático similar de precipitaciones invernales con temperaturas suaves, alternado con sequías estivales y temperaturas altas (Keeley 2012). En estas regiones la precipitación excede la evapotranspiración potencial durante la temporada de lluvias, lo que resulta en un crecimiento de la vegetación suficiente para producir grandes cargas de combustible, especialmente dado por la estrata herbácea anual, altamente inflamables durante la sequía de verano (Keeley 2012, Montenegro *et al.* 2004). Los ETM de California, Sudáfrica, el suroeste de Australia y la Cuenca Mediterránea, han estado sujetos a regímenes de incendios naturales provocados por tormentas eléctricas en la temporada seca, desde al menos el Plioceno (Keeley *et al.* 2012). Estas condiciones han inducido estrategias adaptativas morfológicas, fisiológicas, fenológicas y ecológicas específicas en varias especies vegetales (Rundel 1988, Keeley 1995, Bradshaw *et al.* 2011, Kozłowski 2012), como por ejemplo, cortezas gruesas, capacidad para rebrotar desde yemas latentes en tocones o raíces, reclutamiento desde bancos de semillas gatillado por el fuego, o producción de semillas después de floración estimulada por el fuego (Montenegro *et al.* 2004, Gómez-González *et al.* 2017). Chile Central se diferencia de los demás ETM porque su régimen actual de incendios es reciente (Holoceno) y está impulsado principalmente por actividades humanas (Aravena *et al.* 2003, Montenegro *et al.* 2004, Gómez-González *et al.* 2017, Gómez-González 2018). Sin embargo, existe evidencia (Abarzúa *et al.* 2016) de la ocurrencia de incendios naturales en el centro de Chile durante el Neógeno, lo que pudo haber generado algunos atributos adaptativos en la flora de Chile central, por ejemplo, la capacidad de rebrotar vegetativamente después de incendios. La baja frecuencia de incendios forestales naturales durante el holoceno tardío en esta región se explica por la escasez de fuentes de ignición no antropogénica, como relámpagos y actividad volcánica (Montenegro *et al.* 2003). Sin embargo, durante los últimos siglos, y principalmente desde la conquista española, se ha detectado una tasa creciente de incendios en Chile central principalmente en los meses de primavera y verano

(Montenegro *et al.* 2003). En base a datos registrados y proporcionados por CONAF (Corporación Nacional Forestal), Úbeda & Sarricolea (2016) sostienen que el número de incendios ha aumentado significativamente a nivel nacional en los últimos treinta años, aunque al mismo tiempo el número de hectáreas incendiadas se ha mantenido estable, con excepción del área afectada por los incendios ocurridos en el verano del año 2017.

Durante enero y febrero del año 2017, entre las regiones de O'Higgins y el Biobío se produjo un mega incendio, que, de acuerdo con la Unión Europea, se convirtió en un episodio mundial, pues fue el primero de tipo “tormenta de fuego” (CONAF 2017). El 93% de las 518.174 ha afectadas corresponden a áreas con vegetación. El 55% de la superficie total incendiada correspondía a plantaciones forestales (principalmente de *Pinus radiata*), un 20% a bosque nativo y un 18% a praderas y matorrales (CONAF 2017). Los ecosistemas naturales afectados por incendios en Chile central y en particular por este evento son de gran relevancia global para la conservación, debido a la alta diversidad de especies e importantes endemismos de flora y fauna que existen en la región, y a la constante amenaza que poseen incluso sin incendios, principalmente debido a la alta fragmentación y degradación de sus hábitats (Armesto *et al.* 1998, Myers *et al.* 2000, Arroyo *et al.* 2004, Echeverría *et al.* 2006, Brooks *et al.* 2006). Dentro de esta región existe una importante variabilidad topográfica que genera fuertes gradientes de humedad desde laderas de exposición predominantemente norte (más secas), áreas planas, laderas de exposición predominantemente sur, hasta fondos de quebradas, condición más húmeda (Armesto & Martínez 1978, Fuentes *et al.* 1984). Los paisajes de esta región se encuentran dominados por cultivos agrícolas, áreas con plantaciones forestales exóticas de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*, savanas o espinales de *Acacia caven*, y áreas con fragmentos de bosque y matorral nativo. Además, en muchas áreas la explotación histórica de los suelos ha dejado numerosos signos de erosión avanzada, especialmente cárcavas y agrietamientos severos (Luzio *et al.* 2009). Esta heterogeneidad topográfica, edáfica y vegetacional genera diferentes condiciones de hábitat que pueden tener una importante influencia en los niveles de recuperación de la vegetación nativa después de incendios.

El objetivo del presente estudio es analizar el proceso de recuperación de la vegetación posterior al mega incendio del año 2017 y evaluar si la recuperación ha dependido del tipo de hábitat. El estudio se desarrolló en la localidad de Rastrojos, región del Maule, la cual es representativa de las condiciones de hábitat y uso del suelo dentro del área incendiada el año

2017. Específicamente, se evalúan las hipótesis de que después del incendio del año 2017, la regeneración y cobertura vegetal serán mayores en hábitats típicamente más húmedos en Chile central, y que tanto la regeneración como la cobertura de la vegetación aumentarán a medida que transcurre el tiempo post-incendio.

➤ **METODOLOGÍA**

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se desarrolló en la localidad de Rastrojos, comuna de San Javier, una de las principales zonas afectadas por el mega incendio del año 2017, junto a Nirivilo y la Orilla del río Purapel en la provincia de Linares (Micheletti et al. 2018). Rastrojos se caracteriza por poseer una importante heterogeneidad topográfica, aunque no se presentan cerros de gran altitud. Rastrojos es una zona rural conformada por aproximadamente 70 familias, cuenta con una superficie de 1.799,4 ha que incluye tanto campos agrícolas pequeños como también áreas con vegetación nativa. También se presentan plantaciones forestales exóticas de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* con una superficie total de aproximadamente 521,94 ha, que conviven junto a zonas con pequeños parches de bosque y matorral nativo, y espinales que alcanzan 650,14 ha (Veliz 2019). La explotación histórica de sus suelos ha dejado numerosas cárcavas y agrietamientos. Además, como producto de la presencia de cerros, la localidad se caracteriza por una amplia diversidad topográfica que incluye fondos de quebrada con formaciones de bosque nativo, laderas de exposición Norte, Nor-Oeste, Nor-Este con matorral nativo, laderas de exposición Sur, Sur-Oeste, Sur-Este con matorral arborescente nativo, áreas planas con vegetación nativa degradada, especialmente espinales (Veliz 2019).

Según datos del Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2) el promedio de precipitación anual de la zona los años posteriores al incendio ha ido en descenso, alcanzando los 771,9 mm anuales el año 2017 (año del incendio), 539 mm el año 2018, 427 mm el año 2019 y 23,8 mm hasta principios de junio del año 2020, siendo los meses de mayo a agosto los más lluviosos.

El área total del estudio se limitó entre las latitudes 35°34'34,9" - 35°36'35,1". Existe evidencia, en base a fecas y observación directa, de la presencia de herbívoros tales como ganado doméstico y conejo europeo.

PROTOCOLO DE MUESTREO

Dentro del área de estudio se clasificaron los hábitats en función de las condiciones topográficas y del tipo de vegetación presente previo al incendio. El estudio sólo se desarrolló en áreas que previo al incendio presentaran vegetación, ya sea nativa o exótica. Para esto, en base a imágenes satelitales Google Earth, se seleccionaron los siguientes hábitats: fondos de quebradas, que presentaron vegetación variable entre parches de bosque nativo y matorral arborescente; cárcavas grandes (al menos 6 m de ancho y 20 m de largo) no insertas en plantaciones forestales, que presentaron vegetación nativa variable entre matorral y matorral arborescente; laderas de exposición predominantemente Sur (Sur, Sur-Oeste, Sur-Este) (en adelante laderas méxicas), que presentaron matorral arborescente; laderas de exposición predominantemente Norte (Norte, Nor-Oeste, Nor-Este) (en adelante laderas xéricas), con vegetación que varió entre matorral arborescente y matorral semi-abierto; áreas planas con espinal de *Acacia caven*; áreas planas con plantaciones forestales de *Pinus radiata* o *Eucalyptus globulus*.

En cada tipo de hábitat se muestrearon entre 3 y 4 plots de 5 x 10 m. La ubicación de los plots fue georeferenciada, de manera que cada plot fue muestreado un año y medio (Septiembre 2018) y tres años y medio (Septiembre 2020) después de ocurrido el incendio de 2017. En cada plot se registraron los siguientes datos tanto el año 2018 como 2020: número de individuos provenientes de rebrotes (regeneración vegetativa) (independiente del número de cepas de las que provengan) y número de individuos provenientes de germinación desde semilla (regeneración sexual), menores a 2 m de alto, clasificándolos según su tamaño (<0,5 m y 0,5-2 m). Además, en cada plot se midió la cobertura leñosa clasificándola en dos estratas (1-2 m y >2 m) y cobertura de la estrata herbácea. La cobertura leñosa se cuantificó a través del método de intercepto de puntos, registrando a lo largo del perímetro del plot de 5 x 10 m, cada 2 m, la presencia o ausencia de estrata leñosa en cada una de las dos clases de altura. Además, a lo largo del perímetro de cada plot se instalaron subplots de 0,5 x 0,5 m cada 2 m (15 subplots en total), en los cuales se midió visualmente la cobertura (%) de la estrata herbácea, para luego calcular una cobertura promedio por plot entre los 15 subplots. También, pero sólo el año 2020, se registró el

número de individuos mayores a 2 m de alto, vivos y muertos, a los cuales se les midió su DAP (diámetro a la altura del pecho). Para todos estos datos, se consideró como individuos diferentes a aquellos que provenían de una o más cepas, separados bajo 1,3 m de altura.

ANÁLISIS DE DATOS Y ESTADÍSTICA

En cada plot se calculó un valor de riqueza de especies leñosas proveniente de regeneración vegetativa y desde semilla por separado, por cada clase de tamaño (<0,5 m y 0,5-2 m). También se calculó un valor de abundancia total de plantas de cada tipo de regeneración por cada clase de tamaño. Adicionalmente, se calculó un valor de densidad de individuos > 2 m por especie y por hábitat. Para esto, los individuos mayores a 2 m de altura se dividieron en 3 clases de tamaño en función del DAP: 0,1 – 5 cm; 5,1- 10 cm y > 10 cm. Luego, en cada parcela se calculó el número de individuos de cada clase de tamaño en cada una de las especies leñosas presentes, y finalmente se calculó un promedio por especie y clase de tamaño entre las parcelas de cada hábitat. Este número promedio se extrapoló a 1 ha.

Para cada una de las variables dependientes estudiadas (riqueza de especies por cada clase de tamaño y tipo de regeneración, abundancia total de plantas por cada clase de tamaño y tipo de regeneración, cobertura leñosa 1-2 m, cobertura leñosa > 2m, cobertura herbácea), se compararon los tipos de hábitats y fechas de medición (2018 y 2020) a través de análisis de modelos lineares generalizados (GLM), considerando como factores el hábitat, año y su interacción. Los datos de regeneración (conteos) fueron analizados empleando una distribución de datos Poisson y una función link Logarítmica. Los datos de coberturas leñosas y herbáceas presentaron distribución normal por lo que se empleó una distribución Gaussiana y una función link Identidad. Además, cuando se encontraron efectos significativos del hábitat se realizaron pruebas entre pares de hábitats específicos con la prueba a posteriori LSD. También se realizaron pruebas a posteriori cuando se encontraron interacciones significativas entre hábitat y año. Para los análisis estadísticos se utilizó el software R, versión 3.3.1 (R Core Team 2016), y las pruebas a posteriori fueron desarrolladas con el paquete Agricolae (De Mendiburu 2014).

➤ RESULTADOS

✓ COMPOSICION Y ABUNDANCIA DE ESPECIES LEÑOSAS

En el monitoreo realizado el año 2020 se observaron diferentes especies leñosas regenerando desde semillas, principalmente nativas, y otras pocas exóticas (Tabla 1) en toda el área de estudio. Las especies nativas que destacan por su abundancia y presencia en un mayor número de hábitats fueron *Maytenus boaria*, *Escallonia illinita* y *Colliguaja dombeyana*, mientras que la especie exótica más abundante regenerando desde semilla fue *Pinus radiata* (Tabla 1).

En el monitoreo realizado el año 2020, todos los hábitats presentaron diferentes especies leñosas nativas y exóticas regenerando vegetativamente, en general con mayor abundancia en la clase de tamaño mayor que en la menor (Tabla 2). En la clase de tamaño menor destacan *Berberis chilensis*, *Azara integrifolia* por su presencia en varios hábitats, y *Gaultheria phillyreifolia* por su alta abundancia en el hábitat de ladera mélica. En la clase de tamaño mayor aparecen otras especies más, tales como *Colliguaja dombeyana*, *Lithrea caustica*, *Baccharis linearis*, *Peumus boldus* y *Escallonia illinita* (Tabla 2).

Durante el monitoreo desarrollado el año 2020 se observaron individuos mayores a 2 m de alto tanto vivos como muertos en un rango de DAP entre 0,8 cm y 47,6 cm. Sin embargo, en todos los hábitats la mayor cantidad de individuos posee un diámetro menor o igual a 10 cm (Tabla 3). En el hábitat de ladera xérica y áreas planas con plantación forestal no se encontraron individuos de todas las clases de tamaño, sólo de las más pequeñas (Tabla 3).

Combinando todos los hábitats, clases de tamaños y especies, se observaron 14.600 individuos/ha con una altura superior a 2 m, de los cuales 133 son de especies exóticas, y 813 corresponden a individuos muertos. Considerando los individuos vivos, se observaron 4.600, 933, 2.000, 3.867, 2.067 y 1000 individuos/ha en los hábitats de cárcava, ladera xérica, áreas planas con vegetación nativa, fondo de quebrada, ladera mélica y áreas planas con plantación forestal, respectivamente. En este último tipo de hábitat encontramos 133 individuos/ha vivos de la especie exótica *Eucalyptus globulus* correspondientes a aquellos plantados originalmente en el hábitat. Estos individuos sobrevivieron al incendio 2017. Todas las áreas planas con plantación forestal de *Pinus radiata* observadas el año 2018, se encontraron taladas el año 2020.

✓ **RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE LA REGENERACIÓN PROVENIENTE DE SEMILLAS**

La riqueza de especies nativas regenerando desde semilla varió significativamente entre hábitats, pero no entre años de monitoreo en la clase de tamaño menor ($<0,5$ m), y no fue afectada por el tipo de hábitat o año de monitoreo en la clase de tamaño mayor (0,5-2 m) (Tabla 4). La interacción estadística entre ambos factores tampoco fue significativa (Tabla 4). La riqueza de especies de clase de regeneración menor fue significativamente mayor en los hábitats de fondo de quebrada, cárcavas y laderas méxicas, que en los hábitats de laderas xéricas y áreas planas ya sea con espinal o plantaciones forestales (Fig. 1A).

La abundancia total de individuos regenerando desde semillas de especies nativas tanto de tamaños menores a 0,5 m como entre 0,5 y 2 m varió significativamente entre hábitats y años de monitoreo (Tabla 4). Además, en ambos casos la interacción estadística entre ambos factores fue significativa (Tabla 4). En el monitoreo del año 2018, la abundancia de la clase menor de regeneración fue significativamente mayor en los hábitats de fondo de quebrada, cárcava y ladera méxica que en los hábitats de áreas planas, mientras que las laderas xéricas presentaron valores intermedios (Fig. 1C). Sin embargo, en el monitoreo del año 2020 los valores de abundancia de regeneración de la clase menor fueron significativamente mayores en los hábitats de cárcava y ladera xérica que en los otros hábitats (Fig. 1C). Además, la abundancia de la clase menor de regeneración aumentó significativamente desde el año 2018 al año 2020 en el hábitat de ladera xérica (Fig. 1C). La abundancia de regeneración de la clase de tamaño mayor varió significativamente entre hábitats sólo el año 2020, siendo el hábitat de fondo de quebrada el que presentó significativamente mayor regeneración que los otros hábitats (Fig. 1D). La abundancia de la regeneración de la clase de tamaño mayor fue significativamente mayor el año 2020 que el año 2018 en el hábitat de fondo de quebrada (Fig. 1D).

En cuanto a las especies exóticas, la riqueza de especies no difirió significativamente entre hábitats o años en ninguna clase de tamaño (Tabla 4). En cambio, la abundancia de la regeneración de especies exóticas en ambas clases de tamaño varió significativamente entre hábitats y años, pero no hubo una interacción significativa entre ambos factores (Tabla 4). En la clase de tamaño menor la abundancia de la regeneración fue significativamente mayor en los hábitats de cárcava y ladera xérica que en el resto, y en el año 2018 la abundancia de la regeneración fue significativamente mayor que en el año 2020 (Fig. 2C). En la clase de tamaño

mayor, la abundancia de la regeneración de especies exóticas fue significativamente mayor en los hábitats de cárcava y ladera xérica que en los otros, y en el año 2020 la abundancia de la regeneración de exóticas fue significativamente mayor que en el año 2018 (Fig. 2D).

✓ **RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE LA REGENERACIÓN VEGETATIVA DE ESPECIES LEÑOSAS**

La riqueza de especies nativas regenerando vegetativamente varió significativamente entre hábitats, pero no entre años en ambas clases de tamaño (Tabla 4). En la clase de tamaño menor la riqueza de especies en el hábitat de ladera méstica fue significativamente mayor que en el de ladera xérica, y de áreas planas con espinal y plantación (Fig. 3A). En la clase de tamaño mayor, la riqueza de especies en los hábitats de cárcava, fondo de quebrada y ladera méstica fue significativamente mayor que en los hábitats de ladera xérica, y en este último la riqueza fue mayor que en los hábitats de áreas planas (Fig. 3B).

La abundancia total de plantas nativas regenerando vegetativamente varió significativamente entre hábitats en la clase de tamaño menor, y entre hábitats y años de monitoreo en la clase de tamaño mayor (Tabla 4). Además, en la clase de tamaño mayor la interacción estadística entre ambos factores fue significativa (Tabla 4). En la clase de tamaño menor, la abundancia fue significativamente mayor en el hábitat de ladera méstica que en los otros (Fig. 3C). Le siguen los hábitats de cárcava y de áreas planas con espinal, que no difirieron significativamente entre sí, pero presentaron una significativa mayor abundancia que el hábitat de fondo de quebrada, y éste último una mayor abundancia que el hábitat de ladera xérica y de áreas planas con plantación (Fig. 3C). Por otro lado, la abundancia de la clase de tamaño mayor en el monitoreo del año 2018 fue significativamente mayor en el hábitat de cárcava que en fondo de quebrada, y en éste la abundancia fue mayor que en el hábitat de ladera méstica (Fig. 3D). En todos estos hábitats la abundancia fue mayor que en los otros hábitats. En el año 2020 el patrón es similar, pero en este caso la abundancia fue mayor en el hábitat de ladera méstica que en el fondo de quebrada (Fig. 3D). Además, la abundancia de la clase de tamaño mayor fue significativamente mayor en el monitoreo realizado el año 2020 que el año 2018 en los hábitats de cárcava, ladera méstica, ladera xérica y de áreas planas con espinal nativo (Fig. 3D), pero no en los otros hábitats.

La riqueza de la regeneración vegetativa de especies exóticas no fue afectada significativamente por el tipo de hábitat ni por el año de monitoreo en ninguna de las clases de tamaño (Tabla 4). La abundancia de la regeneración vegetativa de especies exóticas sólo varió entre hábitats en la clase de tamaño mayor (Tabla 4, Fig. 4), siendo significativamente mayor en el hábitat de fondo de quebrada y en áreas planas con plantación forestal que en los otros hábitats (Fig. 4D).

✓ COBERTURAS DE LA VEGETACION

La cobertura leñosa de la estrata más baja (1-2 m) varió significativamente entre hábitats, pero no entre años de monitoreo (Tabla 5), siendo significativamente menor en las áreas planas con plantaciones forestales y en laderas xéricas que en fondos de quebrada, donde la cobertura alcanzó los valores mayores (Fig. 5A). La cobertura en los fondos de quebrada no difirió significativamente de los hábitats de cárcava, ladera mélica y áreas planas con espinal, los cuales presentaron niveles intermedios de cobertura (Fig. 5A).

La cobertura leñosa de la estrata mayor a 2 m varió significativamente entre hábitats, años de monitoreo y además la interacción entre éstos fue significativa (Tabla 5). En el año 2018 la cobertura fue significativamente mayor en los hábitats de cárcava, áreas planas con plantación forestal, ladera mélica y fondo de quebrada, que en ladera xérica y áreas planas con espinal (Fig. 5A). En cambio, en el año 2020, la cobertura de esta estrata leñosa fue significativamente mayor en los fondos de quebrada que en el hábitat de ladera xérica y áreas planas con plantación, mientras que la cobertura en los demás hábitats presentó niveles intermedios (Fig. 5B). En esta estrata leñosa, la cobertura se redujo significativamente desde el año 2018 al 2020 en los hábitats de cárcava y de áreas planas con plantación, mientras que en los otros hábitats la cobertura no cambió entre años (Fig. 5B).

La estrata herbácea varió significativamente entre hábitats, pero no entre años de monitoreo (Tabla 5). Los porcentajes de cobertura herbácea en los hábitats de ladera xérica y de áreas planas con espinal fueron significativamente mayores que en los de cárcava, fondo de quebrada y ladera mélica, los cuales no presentaron diferencias entre sí, y tuvieron una cobertura mayor que el hábitat de áreas planas con plantaciones forestales (Fig. 5C).

DISCUSIÓN

La vegetación de la localidad de Rastrojos muestra una importante recuperación tres años y medio después del incendio ocurrido el verano del año 2017, tanto en base a regeneración desde semillas como vegetativa. Sin embargo, ambos tipos de regeneración muestran dinámicas relativamente diferentes. En la regeneración proveniente de semilla se observó una fuerte reducción de la riqueza de especies y densidad de plantas desde tamaños menores a 0,5 m, a mayores que 0,5 m, en ambas fechas de monitoreo. Esto sugiere que, aunque existe reclutamiento de plantas desde semillas de diversas especies, posteriormente ocurre una fuerte mortalidad que reduce la regeneración que finalmente se establece. Esto fue observado claramente en las especies nativas, pero también, en menor magnitud en las especies exóticas. En general, es común que la regeneración sexual produzca un alto número de reclutas que luego mueren y así se establece una densidad y riqueza menor de plantas (Harper 1977). Sin embargo, en este caso, los niveles de riqueza de especies y densidad de plantas de tamaño mayor, y que probablemente han logrado establecerse después del incendio, son muy bajos, indicando que, aunque la regeneración vía semilla está aportando en alguna medida a la recuperación de la vegetación, esto es aún muy escasamente. En Chile central la abundancia de especies del banco de semillas es en general pobre, varía entre parches de diferente desarrollo vegetacional (Jiménez & Armesto 1992), y presenta una muy baja frecuencia de especies leñosas que pueden estimular su germinación con el fuego, o que sean resistentes a shocks térmicos (Gómez-González *et al.* 2008, 2017). Además, las especies leñosas carecen de frutos serótinis, por lo tanto, es poco probable que frutos o semillas presentes en el banco de semillas puedan sobrevivir incendios (Montenegro *et al.* 2003). En cambio, hay una alta frecuencia de especies con frutos carnosos dispersados por aves que pueden acceder a áreas incendiadas por esta vía, especialmente si se conservan estructuras tipo percha (Armesto *et al.* 2009). Probablemente estos factores influyeron en la regeneración proveniente de semilla observada en todos los hábitats. Además, los niveles de regeneración y recuperación post-incendio también podrían estar siendo restringidos por herbivoría. La localidad de Rastrojos, al igual que zonas aledañas, es utilizada para crianza de ganado doméstico el cual, junto a herbívoros introducidos naturalizados tales como *Oryctolagus cuniculus* (Fuentes *et al.* 1984), podrían estar reduciendo la regeneración vía semillas que finalmente se establece posterior al incendio.

La regeneración vegetativa muestra un patrón opuesto, generalmente incrementándose la riqueza y densidad desde la clase de tamaño menor a la mayor. La regeneración vegetativa observada el año 2018 presentó plantas tanto de tamaños menores como mayores a 0,5 m. Esto sugiere que este tipo de regeneración alcanza rápidamente tamaños mayores a 0,5 m después de un incendio, en este caso, sólo 1,5 años después de ocurrido. Sin embargo, el hecho de que en el año 2018 (y también el año 2020), la densidad y riqueza fueran mayores en la clase de tamaño mayor, sugiere que la regeneración vegetativa que rebrota después de incendios es muy vigorosa los primeros dos años, alcanza tamaños mayores a 0,5 m rápidamente (antes de 1,5 años después de un incendio), y posteriormente deja de producirse con la misma tasa, reduciéndose su densidad e incluso puede dejar de ocurrir en algunas especies. El rebrote vegetativo es un mecanismo importante de regeneración después de perturbaciones fuertes tales como incendios (Bellingham & Sparrow 1997), y a pesar de que no disponemos de información respecto del total de especies presentes en el área incendiada previo al incendio, la alta riqueza de especies regenerando sugiere que la mayor parte de éstas se encuentra recuperándose a través de regeneración vegetativa. Esto concuerda con otros trabajos desarrollados en Chile central que proponen una alta potencialidad de regeneración vegetativa en las especies leñosas de esta región (Montenegro *et al.* 1983, 2003, 2004, Armesto *et al.* 2009).

La riqueza de especies en plantas recientemente reclutadas desde semillas ($< 0,5$ m) fue en general mayor en los hábitats más húmedos, lo cual es consistente con otros trabajos que muestran una mayor riqueza de plantas leñosas en hábitats más húmedos dentro de Chile central (Armesto & Martínez 1978, Becerra 2016). Sin embargo, la riqueza de especies provenientes de regeneración sexual en aquellos individuos más probablemente establecidos (0,5-2 m), no fue afectada por el tipo de hábitat. Esto sugiere que los incendios rompen los patrones generados por factores físicos del hábitat, al menos respecto a la riqueza de especies. La abundancia de la regeneración proveniente de semilla en la clase de tamaño mayor tampoco varió entre hábitats el año 2018, sin embargo, el año 2020 fue mayor en el tipo de hábitat de fondo de quebrada que en los demás, probablemente debido a la mayor humedad en comparación al resto (Armesto & Martínez 1978, Armesto & Pickett 1985). Similar a nuestros resultados, Keeley *et al.* (2005) encontraron que la recuperación de las comunidades vegetales del chaparral y matorral de Salvia californiano estaba determinada, además de factores relacionados a la intensidad del fuego, por la variabilidad espacial en la disponibilidad de recursos del hábitat, por ejemplo, la elevación,

exposición solar y el contenido de nitrógeno, carbono y arcilla del suelo. Asimismo, otros trabajos también muestran que los patrones sucesionales post-incendio varían notablemente en respuesta a condiciones físicas del hábitat (Davis *et al.* 1988, O'Leary 1988). Por ejemplo, muestran que la recuperación de arbustos es más lenta en las laderas de exposición sur, hábitat con mayor insolación que las laderas de exposición norte en el hemisferio norte, y es más rápida en sitios con alto contenido de nitrógeno y carbono en el suelo (Davis *et al.* 1988, O'Leary 1988).

La riqueza de especies exóticas provenientes de regeneración sexual que invadieron el área incendiada no fue afectada por el tipo de hábitat ni por el año de monitoreo. En cambio, su abundancia difirió entre hábitats y entre años, aunque no fue necesariamente mayor en los hábitats más húmedos. Si bien hubo alta invasión en el hábitat de cárcava, también lo hubo en las laderas xéricas y áreas planas con plantación forestal. Una alta invasión de especies leñosas en hábitats de cárcava puede explicarse por una posible mayor humedad en los fondos de depresiones generadas por las cárcavas, los cuales además generalmente poseen baja cobertura de vegetación nativa (Luzio *et al.* 2009). También puede ser esperable una alta invasión en áreas de plantación forestal debido a una menor competencia con especies nativas y alta densidad del banco de semillas generado desde los individuos adultos plantados y sobrevivientes (García *et al.* 2016). Una alta regeneración de exóticas, especialmente *Pinus radiata*, en áreas de plantación también ha sido observada en otros trabajos desarrollados en la misma región (Becerra & Simonetti 2020). Sin embargo, la alta invasión en laderas xéricas también en este caso principalmente de *Pinus radiata*, es menos esperable por la menor humedad de este tipo de hábitat, aunque esta especie tiene el potencial para invadir estos hábitats cuando existe niveles medios de cobertura nativa que reduzcan el estrés hídrico sin disminuir fuertemente la luminosidad (Becerra & Bustamante 2011). Por otro lado, las diferencias entre años observadas en la abundancia de plantas exóticas regeneradas desde semilla se produjeron por un reclutamiento vigoroso inmediatamente posterior al incendio, y luego un crecimiento en tamaño sin reclutamiento adicional. Las plantas menores a 0,5 m correspondieron casi en su totalidad a plantas registradas el año 2018, mientras que las mayores a 0,5 m fueron casi exclusivamente observadas el año 2020, las cuales probablemente corresponden a las registradas el año 2018 con tamaños menores. Esto sugiere que las especies exóticas presentes, en su mayoría a *Pinus radiata*, no continuaron reclutando el año 2020 y que sólo se establecieron aquellas reclutadas hasta el año 2018.

A diferencia de la regeneración proveniente de semillas, la regeneración vegetativa de especies nativas mostró una marcada diferencia entre hábitats, especialmente en aquellos rebrotes más definitivamente establecidos ($> 0,5$ m). En general, la mayor riqueza y densidad de rebrotes ocurrió en los hábitats considerados más húmedos dentro del área de estudio, tales como fondos de quebrada, laderas méxicas y cárcavas (Armesto & Martínez 1978, Armesto & Pickett 1985). Estos resultados son concordantes con estudios previos que muestran que áreas con mayor humedad se recuperan más rápidamente en comparación con las zonas más áridas adyacentes, especialmente a través de regeneración vegetativa (Mouillot *et al.* 2003, Keeley *et al.* 2005, Wittenberg *et al.* 2007, Ireland & Petropoulos 2015).

La regeneración vegetativa de especies exóticas fue mayor en el hábitat de fondos de quebrada y en el hábitat de áreas planas con plantación. Ambos valores de regeneración fueron generados principalmente por el rebrote de individuos de la exótica *Rosa rubiginosa*. Es posible que esta especie previo al incendio se haya encontrado invadiendo principalmente ambos tipos de hábitats, ya sea debido a la mayor humedad de fondos de quebrada, o a la menor competencia con especies nativas que probablemente ocurre en las áreas de plantación forestal.

Es importante notar también que los hábitats estudiados que presentaron menor regeneración vegetativa y desde semilla), áreas planas con espinal y áreas planas con plantaciones forestales, han sido los más intervenidos antrópicamente en la localidad. La baja riqueza y abundancia de individuos previo al incendio probablemente determinó una baja riqueza y abundancia de cepas desde donde pueda ocurrir regeneración vegetativa. También esto probablemente determinó una escasa fuente de propágulos desde donde se pueda producir regeneración desde semillas. Así, el nivel de perturbación previo al incendio es otro factor probablemente influyendo en los niveles de regeneración, tanto vegetativa como proveniente de semilla en el área. Este tipo de patrón también ha sido documentado en otros trabajos que han analizado la recuperación post-incendio (Puerta-Piñero *et al.* 2012).

La cobertura leñosa mostró una rápida recuperación después del incendio. Tanto la estrata 1-2 m, como la > 2 m, llegaron a tener valores cercanos al 40% de cobertura en algunos hábitats 3,5 años después del incendio. La estrata 1-2 m mostró mayor recuperación en los hábitats más húmedos en ambos años de monitoreo. La estrata > 2 m mostró un patrón similar, y la única diferencia se produjo en el hábitat de áreas planas con plantación forestal debido a la alta cobertura de esta estrata en las áreas con plantación de *P. radiata* y *E. globulus* el año 2018 (que

sobrevivió al incendio). Sin embargo, esto no se repitió el año 2020 ya que las plantaciones de *Pinus radiata* fueron taladas antes de este último monitoreo. Castillo *et al.* (2020) también muestran una rápida recuperación de la cobertura vegetal después de incendios en Chile central.

La regeneración post-incendio, especialmente vía semilla, podría estar retroalimentada por estos incrementos en cobertura. Las coberturas que se generaron, especialmente en los hábitats más húmedos, y probablemente en su mayoría determinadas por rebrotes vegetativos, podrían estar facilitando el reclutamiento de plantas y gatillando la mayor riqueza de especies y densidad en estos hábitats. Es conocido que la cobertura de plantas leñosas puede reducir el estrés hídrico en plántulas recientemente germinadas al incrementar la humedad del suelo y/o aumentar la fertilidad del suelo especialmente en climas áridos y semiáridos (Callaway 2007). Esto también ha sido ampliamente documentado en Chile central (Fuentes *et al.* 1984, Armesto & Pickett 1985, Velasco & Becerra 2020). Este fenómeno podría estar siendo especialmente importante en el hábitat de cárcava, áreas fuertemente erosionadas, de suelos arcillosos y lenta permeabilidad, en donde, el aporte de materia orgánica y sombra proveniente de la regeneración vegetativa puede ser crucial para la regeneración sexual en este tipo de hábitat.

La estrata herbácea mostró una rápida recuperación después del incendio. Otros trabajos ya han mostrado una buena recuperación de la estrata herbácea post-fuego (Holmgren *et al.* 2000, Montenegro *et al.* 2004). Sólo un año y medio después del incendio (2018) se encontraron valores en torno al 80-90% de cobertura, lo cual perduró en el monitoreo del año 2020. La cobertura herbácea fue mayor en los hábitats más abiertos tales como las laderas xéricas y áreas planas con espinal. Es posible que la menor cobertura leñosa observada en estos hábitats haya generado una mayor recuperación de la cobertura de la estrata herbácea después del incendio. La menor cobertura herbácea se observó en las áreas con plantación forestal, a pesar de la baja cobertura leñosa (arbórea) observada en este hábitat especialmente el año 2020. Es posible que la conservación de la hojarasca de *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata* en las áreas de plantación haya inhibido un mayor crecimiento de la estrata herbácea a pesar de la menor cobertura leñosa (e.g. Becerra *et al.* 2018).

En conclusión, nuestros resultados sugieren que la recuperación de la vegetación después del incendio de 2017 es principalmente producida por la regeneración vegetativa. Este tipo de regeneración ha permitido un importante nivel de recuperación de la diversidad, densidad y

cobertura de especies leñosas en solo tres años después del incendio. Además, nuestros resultados indican que la recuperación proveniente de regeneración vegetativa, la cobertura leñosa que ésta genera, e incluso también la densidad de la regeneración proveniente de semilla, son mayores en los hábitats más húmedos presentes en la localidad. En cambio, la recuperación de la estrata herbácea, si bien es muy alta tres años después del incendio, no parece ser influida por los niveles de humedad del hábitat, aunque sí varía entre éstos. Nuestros resultados también muestran que después de un año y medio de un incendio la tasa de recuperación se estanca, y ya no sigue incrementándose la diversidad, densidad, ni incluso la cobertura leñosa, aunque esta última variable probablemente continuará aumentando más lentamente. Estos resultados permiten proponer que después de ocurrido un incendio en esta zona de Chile, los hábitats más húmedos no requieren fuertes medidas de restauración siempre y cuando hayan presentado abundante vegetación leñosa previo a éste. En cambio, los hábitats menos húmedos, tales como laderas xéricas y áreas planas con espinal, pueden requerir de medidas de restauración, tales como enriquecimiento, especialmente en micrositios abiertos sin cepas que produzcan rebrotes vegetativos.

REFERENCIAS

- Abarzúa, A. M., Vargas, C., Jarpa, L., Gutiérrez, N. M., Hinojosa, L. F., Paula, S. 2016. Evidence of Neogene wildfires in central Chile: Charcoal records from the Navidad Formation. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 459: 76-85.
- Aponte, C., de Groot, W. J., Wotton, B. M. 2016. Forest fires and climate change: causes, consequences and management options. *International Journal of Wildland Fire* 25(8): 1-2.
- Aravena, J.C., LeQuesne, C., Jiménez H., Lara A., Armesto J.J. 2003. Fire history in central Chile: Tree-ring evidence and modern records. En: Veblen, T., Baker, W., Montenegro, G., Swetnam, T. (Eds.) *Fire and climatic change in temperate ecosystems of the Western Americas*: 56-350. Springer, New York.
- Armesto, J. J., Bustamante-Sanchez, M. E., Díaz, M. F., González, M. E., Holtz, A., Nuñez-Avila, M., Smith-Ramírez, C. 2009. Fire disturbance regimes, ecosystem recovery and restoration strategies in Mediterranean and temperate regions of Chile. En Cerda, A. (Ed.)

- Fire Effects on Soils and Restoration Strategies: 537-567. Science Publishers, Enfield, New Hampshire.
- Armesto, J. J., Rozzi, R., Smith-Ramirez, C., Arroyo, M. T. K. 1998. Conservation targets in South American temperate forests. *Science* 282 (5392): 1271-1272.
- Armesto, J., Pickett, S. 1985. A mechanistic approach to the study of succession in the Chilean matorral. *Revista Chilena de Historia Natural* 58: 9-17.
- Armesto, J.J; Martínez, J.A. 1978. Relations between vegetation structure and slope aspect in the Mediterranean region of Chile. *Journal of Ecology* 66: 881-889.
- Arroyo, M., Marquet, P., Marticorena, C., Simonetti, J., Cavieres, L., Squeo, F., Rozzi R., Mittermeier, R., Robles, P., Hoffmann, M. 2004. Chilean winter rainfall-Valdivian forests. En Mittermeier, R.A., Gil, P. R., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C. G., Ford, H. (Eds). *Hotspots Revisited: Earth's Biologically Wealthiest and most Threatened Ecosystems*: 99-103. CEMEX, México D.F.
- Becerra, P.I. 2016. Relationship between climate and geographical variation of local woody species richness within the Mediterranean-type region of Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 89(1): 12.
- Becerra, P.I., Bustamante, R. 2011. Effect of a native tree on seedling establishment of two exotic species in a semi-arid ecosystem. *Biological Invasions* 13: 2763-2773.
- Becerra, P.I., González-Rodríguez, V., Smith-Ramírez, C., Armesto, J.J. 2011. Spatio-temporal variation in the effect of herbaceous layer on woody seedling survival in a Chilean Mediterranean ecosystem. *Journal of Vegetation Science* 22: 847-855
- Becerra, P.I., Catford, J., Inderjit, Luce, M., Andonian, K., Aschehoug, E., Montesinos, D., Callaway, R. 2018. Inhibitory effects of *Eucalyptus globulus* on understory plant growth and species richness are greater in non-native regions. *Global Ecology and Biogeography*, 27:68-76. DOI: 10.1111/GEB.12676
- Becerra, P.I., Simonetti, J. 2020. Native and exotic species in forest fragments and forestry plantations in a coastal landscape of central Chile. *Bosque* 41(2):125-136.
- Bellingham, P.J., Sparrow, A. 1997. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos* 89: 409-416.
- Bond, W.J., Keeley, J.E. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 20:387-94.

- Bond, W.J., Van Wilgen, B.W. 1996. *Fire and Plants*. New York, Estados Unidos: Springer Publishing. 52-122 pp.
- Bradshaw, S.D., Dixon, K.W., Hopper, S.D., Lambers, H., Turner, S. R. 2011. Little evidence for fire-adapted plant traits in Mediterranean climate regions. *Trends in Plant Science* 16(2): 69-76.
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., da Fonseca, G. A., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Rodrigues, A. S. 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313(5783): 58-61.
- Callaway, R. M. 2007. *Positive Interactions and Interdependence in Plant Communities*. New York, Estados Unidos: Springer Publishing. 15-116 pp.
- Castillo, S. M., Plaza V. Á., Garfias, S. R. 2020. A recent review of fire behavior and fire effects on native vegetation in Central Chile. *Global Ecology and Conservation* 24: e01210.
- Corporación Nacional Forestal (CONAF). 2017. Análisis de la Afectación y Severidad de los Incendios Forestales ocurridos en enero y febrero de 2017 sobre los usos de suelo y los ecosistemas naturales presentes entre las regiones de Coquimbo y Los Ríos de Chile. Informe Técnico. Santiago, Chile. 37 p.
- Davis, F.W., D. E. Hickson, D. C. Odion. 1988. Composition of maritime chaparral related to fire history and soil, Burton Mesa, Santa Barbara County, California. *Madroño* 35:169–195.
- De Mendiburu, F. 2014. *Agricolae Version 1.1–4. Practical Manual*. 1-60 pp.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J. M., Lara, A., & Newton, A. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation* 130(4): 481-494
- Flannigan, M.D., Krawchuk, M.A., de Groot, W.J., Wotton, B.M., Gowman, L.M. 2009. Implications of changing climate for global wildland fire. *International Journal of Wildland Fire* 18: 483–507.
- Fuentes, E. R., Otaiza, R. D., Alliende, M. C., Hoffmann, A., Poiani, A. 1984. Shrub clumps of the Chilean matorral vegetation: structure and possible maintenance mechanisms. *Oecologia* 62(3): 405-411.
- Fuentes-Castillo, T., Miranda, A., Rivera-Hutinel, A., Smith-Ramírez, C., Holmgren, M. 2012. Nucleated regeneration of semiarid sclerophyllous forests close to remnant vegetation. *Forest Ecology and Management* 274:38-47.

- García, V., Becerra, P.I., Simonetti, J. 2016. Lluvia de semillas, depredación de semillas y germinación de especies nativas en plantaciones de *Pinus radiata* en Chile centro-sur: efecto de la distancia a bosque nativo y presencia de sotobosque. *Bosque* 37(2): 359-367.
- Gómez-González, S. 2018. Vulnerabilidad del matorral mediterráneo de Chile a los incendios forestales: apuntes para su recuperación y conservación. In García Novo, F.; Casal, M.; Pausas, J. G (Eds). *Ecología de la regeneración de zonas incendiadas*: 163-174. Academia de Ciencias Sociales y del Medio Ambiente de Andalucía, España.
- Gómez-González, S., Paula, S., Cavieres, L. A., Pausas, J. G. 2017. Postfire responses of the woody flora of Central Chile: Insights from a germination experiment. *PLOS ONE*, 12(7): e0180661.
- Gómez-González, S., Sierra-Almeida, A., Cavieres, L. A. 2008. Does plant-derived smoke affect seed germination in dominant woody species of the Mediterranean matorral of central Chile?. *Forest Ecology and Management* 255(5-6):1510-1515.
- Harper, J.L. 1977. *The Population Biology of Plants*. Academic Press, London. 52-178 pp.
- Harvey, B.J., Donato, D.C., Turner, M.G. 2016. High and dry: post-fire tree seedling establishment in subalpine forests decreases with post-fire drought and large stand-replacing burn patches. *Global Ecology and Biogeography* 25(6): 655-669.
- Holmgren, M., Avilés, R., Sierralta, L., Segura, A. M., & Fuentes, E. R., 2000. Why have European herbs so successfully invaded the Chilean matorral? Effects of herbivory, soil nutrients, and fire. *Journal of arid Environments* 44(2): 197-211.
- Ireland, G., Petropoulos, G. P. 2015. Exploring the relationships between post-fire vegetation regeneration dynamics, topography and burn severity: A case study from the Montane Cordillera Ecozones of Western Canada. *Applied Geography* 56: 232-248.
- Jiménez, H.E., Armesto, J. J. 1992. Importance of the soil seed bank of disturbed sites in Chilean matorral in early secondary succession. *Journal of Vegetation Science* 3(5): 579-586.
- Keeley, J. E. 2012. Fire in Mediterranean climate ecosystems: a comparative overview. *Israel Journal of Ecology and Evolution* 58(2-3), 123-135.
- Keeley, J. E., Bond, W. J., Bradstock, R. A., Pausas, J. G., Rundel, P. W. 2012. *Fire in Mediterranean ecosystems: ecology, evolution and management*. Cambridge University Press. 515 p.

- Keeley, J. E., Fotheringham, C. J., Baer-Keeley, M. 2005. Determinants of postfire recovery and succession in mediterranean-climate shrublands of California. *Ecological Applications*, 15(5): 1515–1534. DOI:10.1890/04-1005
- Keeley, J.E. 1995. Seed-Germination Patterns in Fire-Prone Mediterranean-Climate Regions. In: Arroyo M.T.K., Zedler P.H., Fox M.D. (Eds) *Ecology and Biogeography of Mediterranean Ecosystems in Chile, California, and Australia*: 239-273 *Ecological Studies (Analysis and Synthesis)*. Springer, New York.
- Kozlowski, T.T. 2012. *Fire and ecosystems*. Elsevier. Países Bajos. 157-164 pp.
- Liu, Z. 2016. Effects of climate and fire on short-term vegetation recovery in the boreal larch forests of Northeastern China. *Scientific Reports* 6(1): 37572.
- Luzio W, Seguel O, Casanova M. 2009. Suelos de la zona Mediterránea árida (desde 32°00' LS hasta 37°45') In Luzio W ed. *Suelos de Chile*. Universidad de Chile, Santiago, Chile. p. 125-194.
- Micheletti, S., Araya, C., Figueroa, R. 2018. Sistematización del proceso de reconstrucción post incendios forestales en la región del maule. 14 p. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/334749312>
- Montenegro, G., Avila, G., Schatte, P. 1983. Presence and development of lignotubers in shrubs of the Chilean matorral. *Canadian Journal of Botany* 61(6): 1804-1808.
- Montenegro, G., Ginocchio, R., Segura, A., Keely, J., Gómez M. 2004. Fire regimes and vegetation responses in two Mediterranean-climate regions. *Revista chilena de historia natural* 77(3): 455-464.
- Montenegro, G., Gómez, M., Díaz, F., Ginocchio, R. 2003. Regeneration Potential of Chilean Matorral After Fire: An Updated View. In: Veblen, T.T., Baker, W.L., Montenegro, G., Swetnam T.W. (Eds) *Fire and Climatic Change in Temperate Ecosystems of the Western Americas*. *Ecological Studies (Analysis and Synthesis)*: 381-409 Springer, New York.
- Mouillot, F., Ratte, J.-P., Joffre, R., Moreno, J. M., Rambal, S. 2003. Some determinants of the spatio-temporal fire cycle in a mediterranean landscape (Corsica, France). *Landscape Ecology* 18(7): 665-674.
- Mouillot, F., Ratte, J.-P., Joffre, R., Mouillot, D., Serge Rambal, A.N.D. 2005. Long-term forest dynamic after land abandonment in a fire prone Mediterranean landscape (central Corsica, France). *Landscape Ecology* 20(1): 101-112.

- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- North, B.M.P., Stephens, S.L., Collins, B.M., Agee, J.K., Aplet, G., Franklin, J.F., Fulé, P.Z. 2015. Reform forest fire management. *Science* 349: 1280-1281
- O’Leary, J. F., W. E. Westman. 1988. Regional disturbance effects on herb succession patterns in coastal sage scrub. *Journal of Biogeography* 15:775–786.
- Pausas, J.G., Llovet, J., Anselm, R., Vallejo, R. 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin ? – A review Vegetation changes Shrublands dominated by resprouting species. *International Journal of Wildland Fire* 17:713-723
- Puerta-Piñero, C., Espelta, J.M., Sánchez-Humanes, B., Rodrigo, A., Coll, L., Brotons, L. 2012. History matters: Previous land use changes determine post-fire vegetation recovery in forested Mediterranean landscapes. *Forest Ecology and Management* 279: 121-127.
- Puig-Gironès, R., Brotons, L., & Pons, P. 2017. Aridity influences the recovery of vegetation and shrubland birds after wildfire. *PLOS ONE* 12(3): e0173599.
- R Core Team. 2016. A Language and Environment for Statistical Computing. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>
- Rundel, P.W. 1998. Landscape disturbance in Mediterranean Type Ecosystems: an overview. In: Rundel, P.W., Montenegro, G., Jaksic, F.M. (Eds). *Landscape Disturbance and Biodiversity in Mediterranean Type Ecosystems*: 3-18. Ecological Studies 136. Springer-Verlag.
- Úbeda, X., Sarricolea, P. 2016. Wildfires in Chile: A review. *Global and Planetary Change* 146: 152–161.
- Velasco, N., Becerra, P. 2020. Species-specific effects of the herbaceous layer on recruitment of woody species under different shading and precipitation conditions. *Forest Ecology and Management* 460: 1-9.
- Veliz Villalobos, B. 2019. Factibilidad de conexión de fragmentos de interés de conservación a través de corredores biológicos en un área rural de Chile central. Tesis Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Wittenberg, L., Malkinson, D., Beerli, O., Halutzy, A., Tesler, N. 2007. Spatial and temporal patterns of vegetation recovery following sequences of forest fires in a Mediterranean landscape, Mt. Carmel Israel. *CATENA* 71(1): 76-83.

TABLA 1. Composición de especies leñosas regenerando vía semillas en cada tipo de hábitat, por especie y clase de tamaño. Se indica el promedio del número de plantas por parcela. * indica especie exótica.

Especies	Promedio abundancia por parcela					
	Cárcava	Fondo quebrada	Ladera mésica	Ladera xérica	Plano nativo	Plano plantación
Individuos <0,5m						
<i>Aristotelia chilensis</i> (Molina) Stuntz	0	0	0	0	0	0
<i>Azara dentata</i> Ruiz & Pav.	0	0	0	0	0	0
<i>Azara integrifolia</i> Ruiz & Pav.	0	1	0	0	0	0
<i>Baccharis linearis</i> Ruiz & Pav.	0	0	0	2	0	0
<i>Berberis chilensis</i> Gillies ex Hook. & Arn.	0	0	0	1	0	0
<i>Colliguaja dombeyana</i> A. Juss.	0	3	0	0	0	0
<i>Escallonia illinita</i> C. Presl	10	0	1	0	0	0
<i>Lithrea caustica</i> (Molina) Hook. & Arn.	0	1	0	5	0	0
<i>Maytenus boaria</i> Molina	1	0	1	14	5	0
<i>Peumus boldus</i> Molina	0	1	1	0	0	0
<i>Proustia pyrifolia</i> DC.	1	0	0	0	0	0
<i>Pinus radiata</i> D. Don. *	3	0	0	0	0	2
Individuos 0,5-2m						
<i>Aristotelia chilensis</i> (Molina) Stuntz	0	0	0	0	0	0
<i>Azara integrifolia</i> Ruiz & Pav.	0	0	0	0	0	0
<i>Baccharis linearis</i> Ruiz & Pav.	0	0	0	0	0	0
<i>Colliguaja dombeyana</i> A. Juss.	0	11	0	0	0	0
<i>Maytenus boaria</i> Molina	1	1	0	2	1	0
<i>Proustia pyrifolia</i> DC.	1	0	0	0	0	0
<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera	0	0	0	0	0	0
<i>Pinus radiata</i> D. Don.*	16	4	0	11	0	6
<i>Teline monspessulana</i> (L.) K. Koch *	1	0	0	0	0	0
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.*	0	0	0	0	0	0

TABLA 2. Composición de especies leñosas regenerando vegetativamente en cada tipo de hábitat, por especie y clase de tamaño. Se indica el promedio del número de plantas por parcela. * indica especie exótica.

Especies	Promedio abundancia de especies por parcela					
	Cárcava	Fondo quebrada	Ladera mésica	Ladera xérica	Plano Espinal	Plano plantación
Individuos <0,5m						
<i>Acacia caven</i> (Molina) Molina	0	0	0	0	10	0
<i>Aristotelia chilensis</i> (Molina) Stuntz	0	0	1	1	0	0
<i>Azara integrifolia</i> Ruiz & Pav.	0	3	6	1	0	0
<i>Baccharis linearis</i> Ruiz & Pav.	0	0	0	0	5	0
<i>Berberis chilensis</i> Gillies ex Hook. & Arn.	3	9	3	0	9	3
<i>Colliguaja dombeyana</i> A. Juss.	6	0	0	0	0	0
<i>Colliguaja odorifera</i> Molina	0	1	0	0	0	0
<i>Escallonia illinita</i> C. Presl	5	0	2	0	0	0
<i>Gaultheria phillyreifolia</i> (Pers.) Sleumer	0	0	33	0	0	0
<i>Lithrea caustica</i> (Molina) Hook. & Arn.	6	2	1	1	1	0
<i>Peumus boldus</i> Molina	4	0	0	0	0	0
<i>Proustia pyrifolia</i> DC.	0	0	2	0	0	0
<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera	0	0	0	0	1	0
<i>Rosa rubiginosa</i> L. *	0	0	0	0	2	0
Individuos 0,5-2m						
<i>Acacia caven</i> (Molina) Molina	0	0	4	1	15	0
<i>Aristotelia chilensis</i> (Molina) Stuntz	5	3	4	2	0	0
<i>Azara integrifolia</i> Ruiz & Pav.	5	12	22	2	1	0
<i>Baccharis linearis</i> Ruiz & Pav.	1	0	33	40	33	0
<i>Berberis chilensis</i> Gillies ex Hook. & Arn.	3	17	9	3	0	0
<i>Colliguaja dombeyana</i> A. Juss.	157	38	26	0	0	0
<i>Escallonia illinita</i> C. Presl	21	11	11	8	0	11
<i>Lithrea caustica</i> (Molina) Hook. & Arn.	36	5	25	11	15	30
<i>Maytenus boaria</i> Molina	0	0	0	0	1	0
<i>Muehlenbeckia hastulata</i> (Sm.) I.M. Johnst.	0	0	0	0	0	0
<i>Peumus boldus</i> Molina	14	20	8	12	0	4
<i>Proustia cuneifolia</i> D. Don	0	0	21	0	0	0
<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera	0	1	0	3	0	2
<i>Rosa rubiginosa</i> L. *	0	7	0	0	2	0

TABLA 3. Estructura de DAP de individuos > 2m de alto para cada tipo de hábitat. Se indica la densidad promedio (N° indiv/ha) de cada especie (se incluyen individuos muertos de manera genérica), por cada hábitat.

Especie	Cárcava			Ladera xérica			Plano nativo			Fondo quebrada			Ladera mésica			Plano plantación		
	0,1-5	5,1-10	>10	0,1-5	5,1-10	>10	0,1-5	5,1-10	>10	0,1-5	5-10	>10	0,1-5	5-10	>10	0,1-5	5-10	>10
<i>Lithraea caustica</i>	2267	0	67	533	333	0	0	0	0	0	0	0	200	133	67	1000	0	0
<i>Peumus boldus</i>	267	0	0	0	0	0	0	0	0	733	133	0	0	0	0	0	0	0
<i>Escallonia illinita</i>	400	0	0	67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aristotelia chilensis</i>	1333	0	0	0	0	0	0	0	0	400	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acacia caven</i>	0	0	0	0	0	0	1000	600	200	0	0	0	67	0	0	0	0	0
<i>Colliguaja dombeyana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	733	400	67	733	0	0	0	0	0
<i>Myrceugenia exsucca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67	267	0	0	0	0	0	0
<i>Maytenus boaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	133	67	0	0	0	0	0	0
<i>Schinus polygamus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	133	67	0	733	0	0	0	0	0
<i>Azara integrifolia</i>	267	0	0	0	0	0	0	0	0	200	133	0	133	0	0	0	0	0
<i>Luma chequen</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	133	200	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baccharis linearis</i>	0	0	0	0	0	0	200	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eucalyptus globulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	133	0	0
Muertos	867	533	200	0	0	0	0	0	0	2133	267	0	1667	467	333	1600	67	0

TABLA 4. Resultados estadísticos (GLM) del efecto del hábitat, año de monitoreo y su interacción, sobre la abundancia y riqueza de la regeneración sexual y vegetativa de especies leñosas nativas y exóticas por cada clase de tamaño (Grados de libertad para Hábitat = 5, Año = 1, Hábitat x Año = 5). Valores significativos ($P < 0,05$) se indican en negrita.

Variable		Regeneración sexual			Regeneración vegetativa		
		Hábitat	Año	Hábitat x Año	Hábitat	Año	Hábitat x Año
Abundancia de nativas < 0,5m	Chi 2	73,67	4,19	42,64	479,34	1,79	9,74
	P	<0,001	0,041	<0,001	<0,001	0,706	0,083
Riqueza de nativas < 0,5m	Chi 2	17,56	0,71	5,5	17,56	0,33	1,66
	P	0,003	0,398	0,358	0,003	0,561	0,892
Abundancia de nativas 0,5-2m	Chi 2	42,09	10,23	11,8	1256,58	95,9	60,86
	P	<0,001	0,001	0,038	<0,001	<0,001	<0,001
Riqueza de nativas 0,5-2m	Chi 2	5,87	1,14	0,72	18,29	0,67	2,19
	P	0,319	0,284	0,982	0,002	0,410	0,820
Abundancia de exóticas < 0,5m	Chi 2	50,71	30,99	3,81	2,31	0,001	0,001
	P	<0,001	<0,001	0,578	0,800	0,999	1,000
Riqueza de exóticas < 0,5m	Chi 2	3,19	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00
	P	0,669	1,000	1,000	0,999	0,999	1,000
Abundancia de exóticas 0,5-2m	Chi 2	25,94	10,22	0,01	15,4	0,36	0,00
	P	<0,001	0,001	1,000	0,008	0,547	1,000
Riqueza de exóticas 0,5-2m	Chi 2	2,52	2,16	0,00	1,46	0,00	0,00
	P	0,774	0,142	1,000	0,917	1,000	1,000

TABLA 5. Resultados estadísticos (GLM) del efecto del hábitat, año de monitoreo y su interacción, sobre la cobertura leñosa en dos estratas (1-2 m y > 2 m), y la cobertura de la estrata herbácea (Grados de libertad para Hábitat = 5, Año = 1, Hábitat x Año = 5). Valores significativos ($P < 0,05$) se indican en negrita.

Variable		Hábitat	Año	Hábitat x Año
Cobertura 1-2m	Chi 2	23,66	0,61	1,89
	P	<0,001	0,434	0,864
Cobertura > 2m	Chi 2	19,39	8,78	14,89
	P	0,001	0,003	0,011
Cobertura estrata herbácea	Chi 2	15,28	0,06	2,4
	P	0,009	0,806	0,791

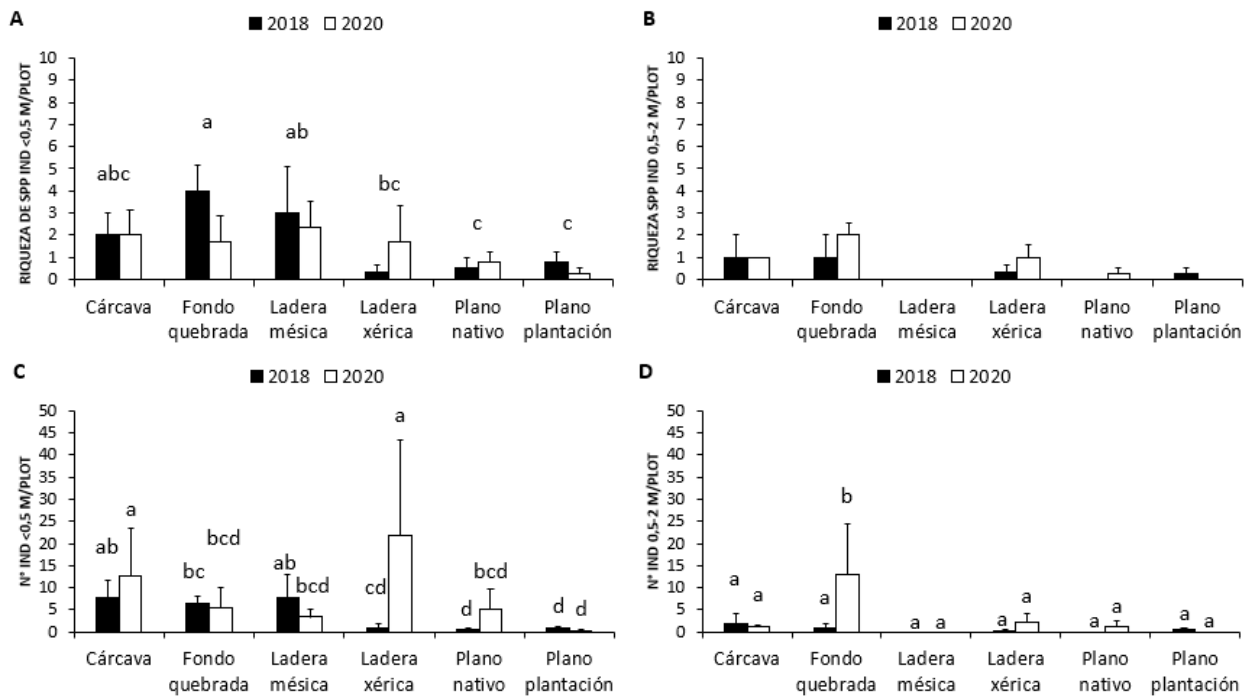


FIGURA 1. Riqueza y abundancia (N° ind./plot) (media $\pm$ 1 EE) por cada clase de tamaño, en la regeneración sexual de especies leñosas nativas en los diferentes tipos de hábitats. Letras diferentes indican diferencias significativas (LSD, $P < 0.05$) entre las combinaciones de hábitat y año de medición el caso de la abundancia (debido a que su interacción resultó significativa), o entre hábitats combinando ambos años de medición en el caso de la riqueza de especies (debido a que su interacción no fue significativa).

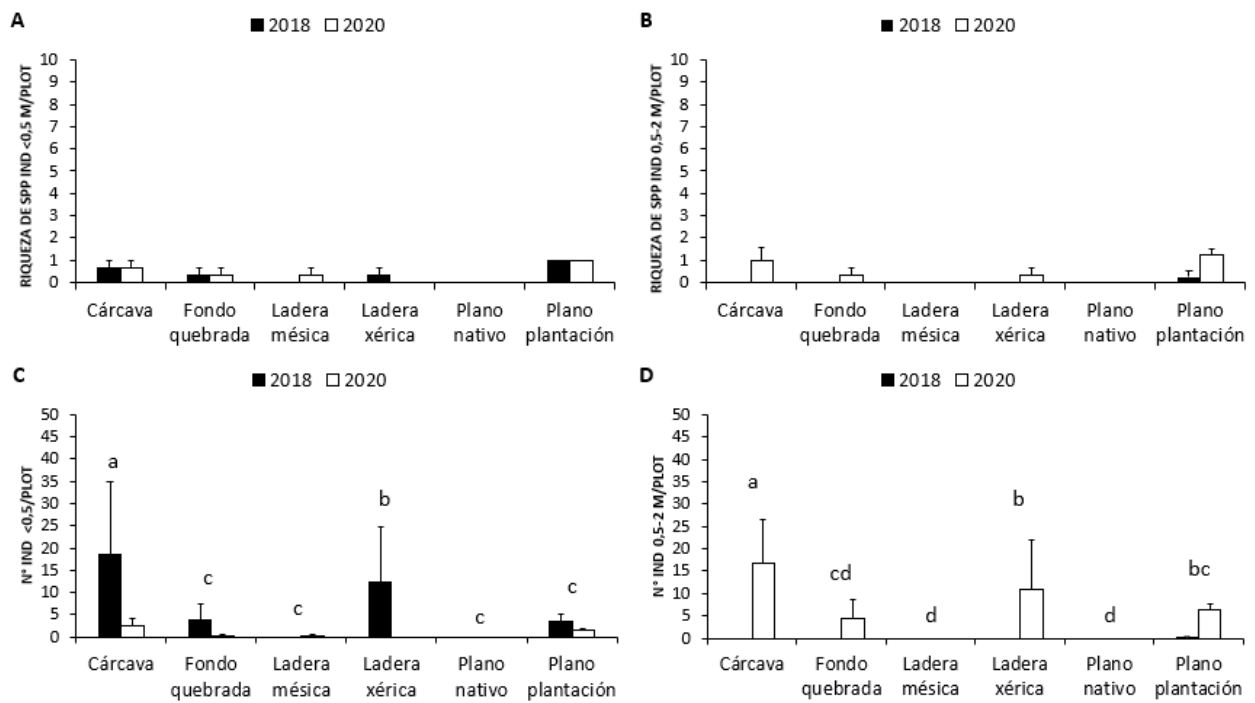


FIGURA 2. Riqueza y abundancia (N° ind./plot) (media $\pm$ 1 EE) por cada clase de tamaño, en la regeneración sexual de especies leñosas exóticas en los diferentes tipos de hábitats. En el caso de la abundancia de plantas, letras diferentes indican diferencias significativas (LSD, $P < 0.05$) entre los hábitats combinando ambos años de medición (debido a que su interacción no resultó significativa).

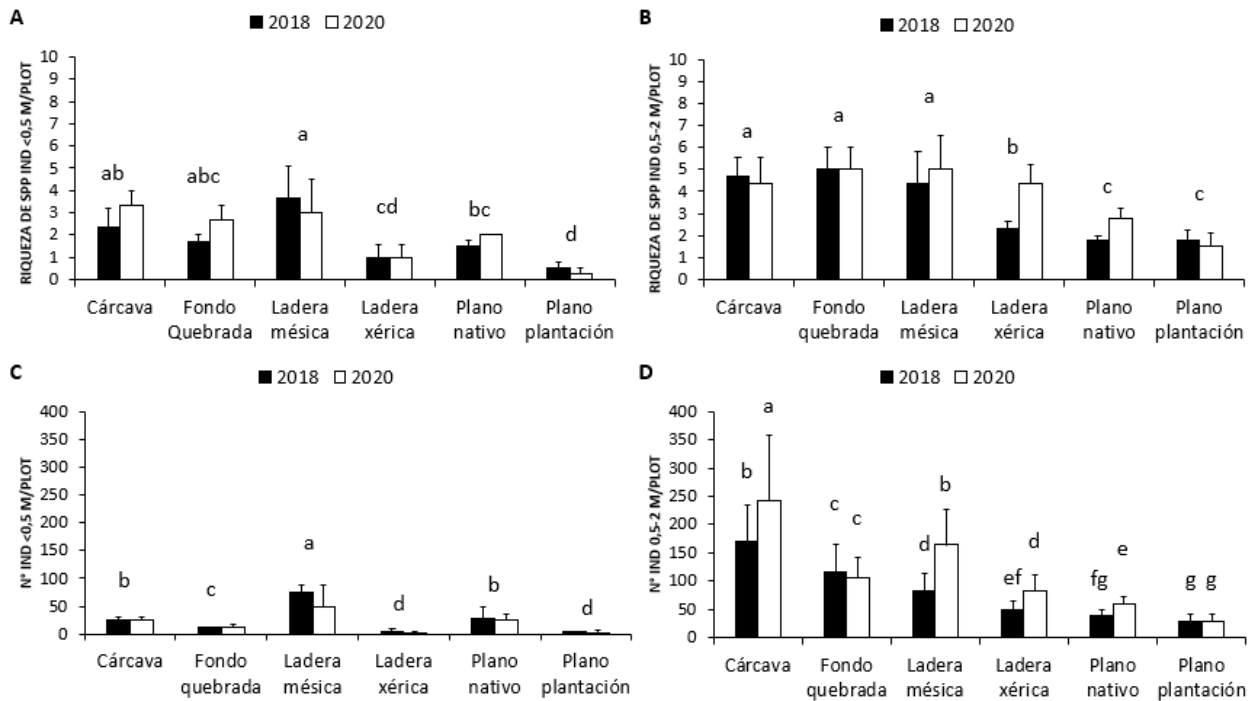


FIGURA 3. Riqueza y abundancia (N° ind./plot) (media $\pm$ 1 EE) por cada clase de tamaño, en la regeneración vegetativa de especies leñosas nativas en los diferentes tipos de hábitats. Letras diferentes indican diferencias significativas (LSD, $P < 0.05$) entre los hábitats combinando ambos años de medición en el caso de la riqueza de especies y abundancia de la clase < 0.5 m (debido a que su interacción no fue significativa), y entre las combinaciones de hábitat y año de medición en el caso de la abundancia de la clase 0,5-2 m (debido a que su interacción resultó significativa).

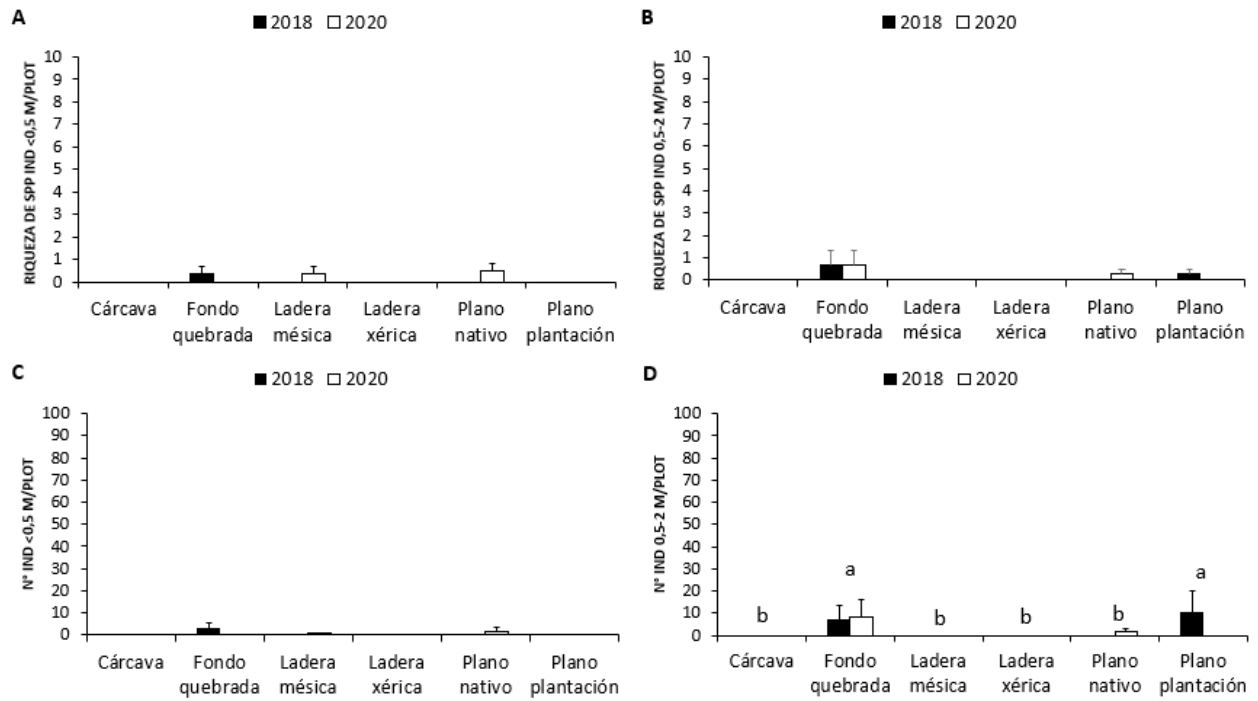


FIGURA 4. Riqueza y abundancia (N° ind./plot) (media $\pm$ 1 EE) por cada clase de tamaño, en la regeneración vegetativa de especies leñosas exóticas en los diferentes tipos de hábitats. Letras diferentes indican diferencias significativas (LSD, $P < 0,05$) entre los hábitats combinando ambos años de medición (debido a que su interacción no fue significativa).

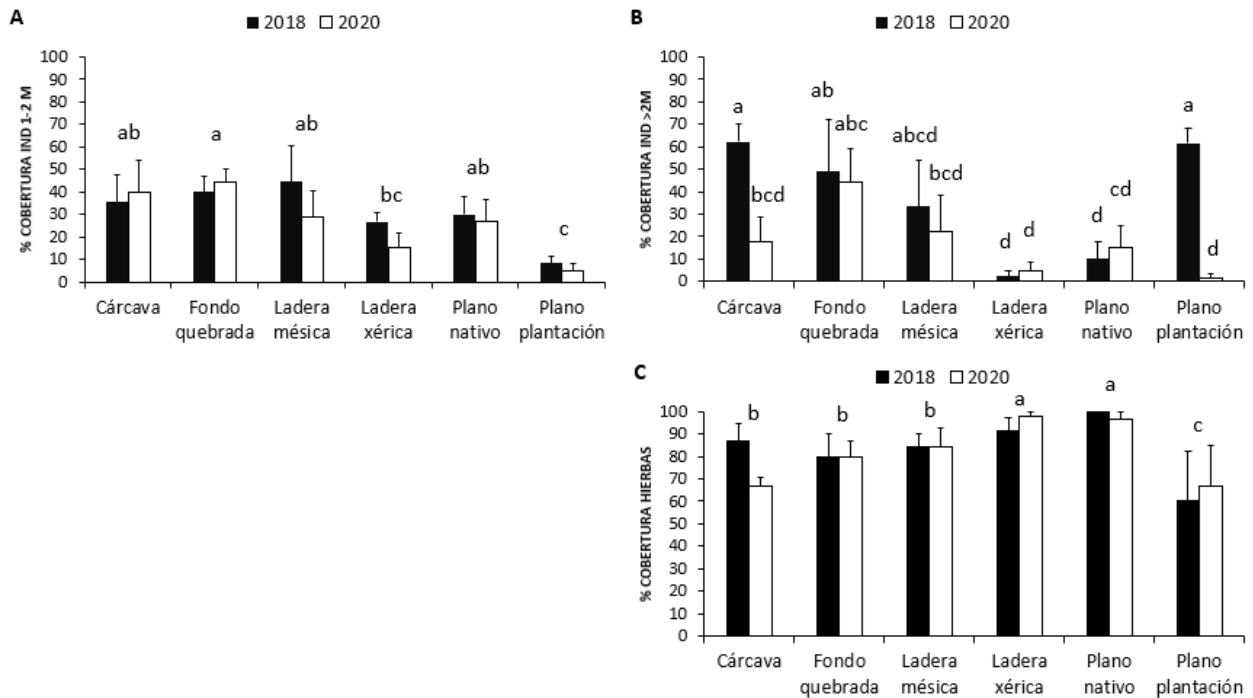


FIGURA 5. Valores de coberturas (%) (media $\pm$ 1 EE) de vegetación leñosa en dos clases de altura (1-2 m, y $>$ 2 m), y de la estrata herbácea en los hábitats estudiados en ambos años de medición. Letras diferentes indican diferencias significativas (LSD, $P < 0,05$), entre los hábitats, combinando ambos años de medición en el caso de la cobertura leñosa 1-2 m y la cobertura herbácea (debido a que su interacción no fue significativa), y entre combinaciones de hábitat y año de medición en el caso de la cobertura leñosa $>$ 2 m (debido a que su interacción resultó significativa).

II.- Efecto del riego y mulch de acículas de pino en la sobrevivencia y crecimiento de especies de la localidad de Rastrojos en Chile central.

INTRODUCCION

Los ecosistemas han estado permanentemente influenciados por agentes perturbadores de origen natural, sin embargo en la actualidad el principal agente perturbador es el ser humano (Fernández , y otros, 2010). En Chile, como en el resto del mundo, el ser humano ha deteriorado de manera drástica los ecosistemas, poniendo en riesgo la provisión de diversos bienes y servicios que ellos brindan y de los cuales dependemos (González, 2016).

Un claro ejemplo es el bosque esclerófilo ubicado en la zona central de Chile, los ecosistemas de esta región han sido severamente degradados por perturbaciones de origen antrópico, ya que concentran una gran parte de las tierras de cultivo y zonas urbanas del territorio nacional (INE, 2006) citado por (Fernández , y otros, 2010) así mismo una tendencia de aumento de las temperaturas y disminución de las precipitaciones ha creado condiciones favorables para la ignición y propagación de grandes incendios forestales (Vargas P., y otros, 2017). En este contexto, es importante tomar acciones para conservar y también restaurar estos ecosistemas.

A pesar de esto (Becerra , Smith Ramírez, & Arellano, 2018) afirman que en Chile prácticamente no existen estudios ni procesos de restauración que hayan sido evaluados en términos de su éxito. Sin embargo, con base a los estudios científicos desarrollados en el bosque esclerófilo, es posible vislumbrar el potencial que tiene este ecosistema para ser restaurado a través de estrategias pasivas o activas de restauración.

En estos casos la reforestación podrá servir como el principal medio para restaurar estos ecosistemas, pero el éxito de plantaciones con especies de bosque esclerófilo como método activo de recuperación dependerá de las técnicas aplicadas que aseguren la sobrevivencia en el campo haciendo necesaria la búsqueda de métodos alternativos que, con bajo coste

económico, garanticen el éxito de cualquier actuación forestal (Arellano, Ovalle, & Valenzuela, 2016); (Hueso-González, Murillo Martínez, & Ruíz Sinoga, 2017).

El bosque esclerófilo al contar con un clima de tipo mediterráneo tiene precipitaciones poco abundantes por lo que su disponibilidad hídrica es limitada, la estación seca es muy marcada y tiene diferencias notables, diurnas o estacionales en las temperaturas, por lo que está sometido a distintos tipos de estrés que restringen las oportunidades de desarrollo y sobrevivencia de las especies vegetales (CABRERA, 2002; Santibáñez & Uribe, 1992; Ibáñez, 2010).

Atendiendo a las condiciones climáticas de este tipo de ecosistema y las limitantes que en éste se presentan, el riego ha sido frecuentemente considerado un paso necesario en la reforestación de áreas abiertas de ecosistemas semiáridos (Becerra & Cruz, 2017). Actualmente existen estudios tanto en cultivos agrícolas como forestales establecidos en este tipo de ecosistemas que apuntan al riego como una posibilidad para que las plantaciones tengan éxito en sobrevivencia y crecimiento ya que su estrés hídrico será disminuido. Pero el agua normalmente se pierde por evaporación, transpiración, escurrimiento superficial y percolación, por ello es importante buscar una técnica que disminuya o contrarreste estos aspectos, apuntando así al uso de mulching.

El mulching tiene distintas finalidades para con las plantas, pero en este caso lo que se busca al hacer uso de él es que permita que el agua se quede contenida por más tiempo en el suelo y así esté disponible para cuando la planta lo requiera.

El propósito de este trabajo es analizar el riego y la aplicación de mulching como técnicas aplicadas que aseguren el éxito en sobrevivencia y crecimiento de una población de 10 especies nativas pertenecientes al bosque esclerófilo de Chile Central.

➤ **OBJETIVOS**

Objetivo general

Evaluar el efecto del riego y aplicación de mulching de acículas de pino en la sobrevivencia y crecimiento de una plantación de 10 especies leñosas nativas del bosque esclerófilo de Chile central.

Objetivos específicos

Analizar la tasa de crecimiento y sobrevivencia de las distintas especies establecidas.

Evaluar el crecimiento y sobrevivencia de cada una de las especies establecidas en el experimento.

➤ **HIPOTESIS**

Si el riego y aplicación de mulching incrementan la humedad del suelo, entonces, la sobrevivencia y crecimiento de plantas de las especies estudiadas debiera ser mayor con estas prácticas.

➤ **METODOLOGÍA**

Descripción del sitio de estudio

La Región del Maule (VII), cuya capital es Talca y está dividida en cuatro provincias (Curicó, Talca, Linares y Cauquenes), con un total de 30 comunas, abarca una superficie de 30.296,1 kilómetros cuadrados, que representa el 4.0% de la superficie nacional. (Yáñez Barrios, 2018). Se sitúa entre los 34°41' y los 36°40' de latitud sur (Sánchez & Morales, 2000)

Características climáticas y edáficas

En relación al clima, este es de tipo mediterráneo cálido y sub húmedo. Esto permite la existencia de vegetación nativa y el desarrollo de plantaciones artificiales. (Yáñez Barrios, 2018). Clima templado, del tipo templado cálido con lluvias invernales, diferenciándose por existir en algunos sectores costeros una gran humedad o sequedad atmosférica (Castillo Ibáñez & Moreno Díaz, 2002). El periodo seco es de cinco meses entre noviembre y marzo, periodo también que presenta las máximas temperaturas medias de 19 °C y extremas de 30 °C en los valles y cuencas interiores, en cambio en invierno las temperaturas mínimas medias son de 7°C. Las precipitaciones aumentan hacia el sur lo que influye en la disminución de la estación seca que varía entre 6 meses en los alrededores de Curicó, a cuatro meses en la ciudad de Linares (Sánchez & Morales, 2000)

La región se inserta en la zona subhúmeda, con predominio de la vegetación mesófito, arbustiva y arbórea y, también higrófito. Se puede encontrar olivillo, radial, arrayán y maitén (Castillo Ibáñez & Moreno Díaz, 2002).

Se distinguen marcadamente los Suelos del Valle Central como entisoles, alfisoles, inceptisoles y vertisoles; los de la Cordillera de la Costa y de los Andes como alfisoles e inceptisoles. (CONAF, 1999)

El experimento se instaló en la estación Las Brisas, Localidad Rastrojo en la Comuna de San Javier, provincia de Linares.

En junio de 2018 se instalaron dos plantaciones experimentales de 400 plantas c/u de 10 especies leñosas nativas de Chile central (40 plantas por especie). Las 10 especies fueron seleccionadas con base a una consulta a propietarios de la localidad, los cuales indicaron usos prácticos, ya sea medicinales, alimentación o forraje.

Aledaño a cada plantación, en la parte superior de ésta, se instaló una piscina de acumulación de aguas de lluvia de 3 x 5 m y un metro de profundidad, cubierta con un plástico geotextil. Además, en la parte superior de la piscina por la ladera, se instaló una cubierta de 5 x 10 m, del mismo geotextil de manera de encauzar el agua de lluvia hacia la piscina. En la base de la piscina, por el lado de menor altura en la pendiente de la ladera, se instaló un tubo y llave de paso, la cual permitió conectar una manguera para realizar riegos.

La piscina logró coleccionar aguas de lluvias ocurridas entre septiembre y noviembre, suficiente para los riegos de estos meses. Posteriormente, en diciembre fue llenada una vez por un camión aljibes para los riegos de verano. La plantación fue protegida de ganado y conejos con un cerco de 1,5 m de alto. Además, a todas las plantas se les instaló un tubo protector de policarbonato de color verde de 0,8 m de alto. A la mitad de las plantas de cada especie (20 plantas) se le agregó una capa de 5 cm de acículas de pino colectadas de plantaciones cercanas. Posteriormente, 10 plantas con y 10 sin acículas de pino fueron sometidas a un régimen de riego desde octubre de 2018 hasta mayo de 2019, de 2 lts entregados en un día por mes. Al inicio del experimento se realizó una medición de diámetro a la altura de la base del tallo y de la altura de la planta, posteriormente se realizaron las mismas mediciones en los meses de septiembre, abril y julio. Las mediciones de sobrevivencia se realizaron en los meses de septiembre, octubre y diciembre en 2018; y febrero, mayo y julio de 2019. Además, durante febrero se realizó una medición de humedad del suelo previo al riego correspondiente de ese mes, posteriormente en los meses de mayo y julio nuevamente se midió la humedad.

Para evaluar la humedad del suelo, se sacaron muestras de suelo de 120 plantas previamente seleccionadas. Con una pala de jardinero se extrajo el suelo de no más de 10 cm de profundidad, este suelo se colocó en frascos de plástico los cuales se rotularon con masking tape con el número de planta y sitio de plantación. Las muestras se pesaron en el laboratorio en una balanza digital, posteriormente se colocaron en una estufa a 80°C por 48 horas, pasado ese tiempo nuevamente se pesaron las muestras secas. Seguido a esto se pesó el frasco solo para eliminar ese peso y obtener únicamente el peso de suelo. Para Calcular el contenido de humedad (w) de la muestra se usó la siguiente formula:

$w = (M_h - M_s) / (M_s - M_r) * 100 (\%)$, donde:

M_h = peso recipiente más la muestra de suelo húmedo (grs.)

M_s = peso recipiente más la muestra de suelo seca (grs.)

M_r = peso recipiente (grs.)



A: Sitio las brisas, B: Sitio 2, C: piscina de geo membrana, D: Acículas de pino como mulching en plantas, E: Aplicación de riego, F: Toma de altura, G: toma de DAC.

Tabla 1. Especies empleadas en el estudio experimental de reforestación.

Nombre común	Nombre científico	Forma de Vida	Origen	Uso según la Comunidad de Rarros
Quillay	<i>Quillaja saponaria</i>	Arbórea	Nativa	Melífera, Jabón
Maitén	<i>Maytenus boaria</i>	Arbórea	Nativa	Melífera, antiinflamatorio, combate fiebre
Huingán	<i>Schinus polygamus</i>	Arbórea	Nativa	Melífera
Litre	<i>Lithraea caustica</i>	Arbórea	Nativa	Melífera
Corontillo	<i>Escallonia pulverulenta</i>	Arbustiva	Nativa	Melífera
Peumo	<i>Cryptocarya alba</i>	Arbórea	Nativa	Frutos comestibles y forraje
Boldo	<i>Peumus boldus</i>	Arbórea	Nativa	Alivia dolor de estómago, colon y riñones
Maqui	<i>Aristotelia chilensis</i>	Arbórea	Nativa	Antioxidante
Mayo	<i>Sophora macrocarpa</i>	Arbustiva	Nativa	Alivia dolor de cabeza y ayuda a la cicatrización
Matico	<i>Buddleja globosa</i>	Arbustiva	Nativa	Cicatrización y limpieza

Diseño experimental

Se generó un experimento factorial (2x2x10x10), con dos tratamientos de riego (uno con riego mensual de un litro y el otro sin riego), dos tratamientos de acículas (con acículas y sin acículas), 10 especies nativas y 10 repeticiones por tratamiento. A cada planta se le evaluó su altura, DAC (diámetro a la altura del cuello), y estado vital. Estas evaluaciones se ejecutaron cada 4 meses.

➤ RESULTADOS

Se puede notar que al menos hasta diciembre de 2018 la sobrevivencia de las plantas se mantuvo constante, pero a partir del mes de febrero hay una mortalidad muy marcada en la mayoría de las especies incluso en las que la sobrevivencia fue alta. Al menos en *Q. saponaria*, *S. polygamus*, *L. caustica* y *E. pulverulenta* hubo poca mortalidad de plantas independiente del tratamiento aplicado, siendo *S. polygamus* la especie con mayor sobrevivencia en todos los tratamientos. Por otro lado *M. boaria* es la especie que tienen mayor número de individuos muertos.

Respecto a los tratamientos no hay una diferencia marcada, en las figuras se puede observar un comportamiento similar de la sobrevivencia, sin embargo en algunas especies el tratamiento con riego es el que presenta mayor número de individuos vivos, por otro lado en los tratamientos con acículas en algunos tratamientos son los que tienen menor mortalidad de individuos ya que en al menos en 5 especies las plantas que tenían acículas estaban vivas al final del experimento dejando de lado si eran regadas o no, aunque los tratamientos con acículas y que tenían riego tuvo la sobrevivencia más alta en dos especies y se comportó similar a los otros tratamientos en tres especies.

El tratamiento que tuvo mayor éxito dentro de las especies fue el de CRSA con el porcentaje de sobrevivencia en 4 especies (*Q. saponaria*, *M. boaria*, *Peumus boldus* y *C. alba*) y en otras 3 el % era similar al de otros tratamientos con la sobrevivencia más alta.

Respecto al DAC se obtuvo que en *P. boldus* fue la especie que tuvo mayor crecimiento, aunque solo en el tratamiento CRSA, ya que en los otros tres tratamientos el crecimiento fue muy poco. *A. chilensis* también obtuvo un aumento de DAC desde la primera toma de datos hasta la última, esto ocurrió en los 4 tratamientos.

Los tratamientos CRCA y SRCA son los que tienen un incremento de DAC menor en casi todas las especies.

En casi todas las especies el tratamiento CRSA es el que presenta un DAC mayor lo que hace que en algunos casos el error estándar sea mayor en este tratamiento.

Al menos saponaria, *M. boaria*, *S. macrocarpa* y *C. alba* muestran poco aumento de DAC en los cuatro tratamientos aunque el error estándar no se aleja de la media.

En relación a la altura *A. chilensis* es la especie que sobresale ya que presenta en los tratamientos promedios de altura de más de 30 cm en los tratamientos CRSA, CRCA y SRSA, aunque el tratamiento SRCA es el más bajo, si se compara con la altura mayor de cualquier especie, ésta es mayor.

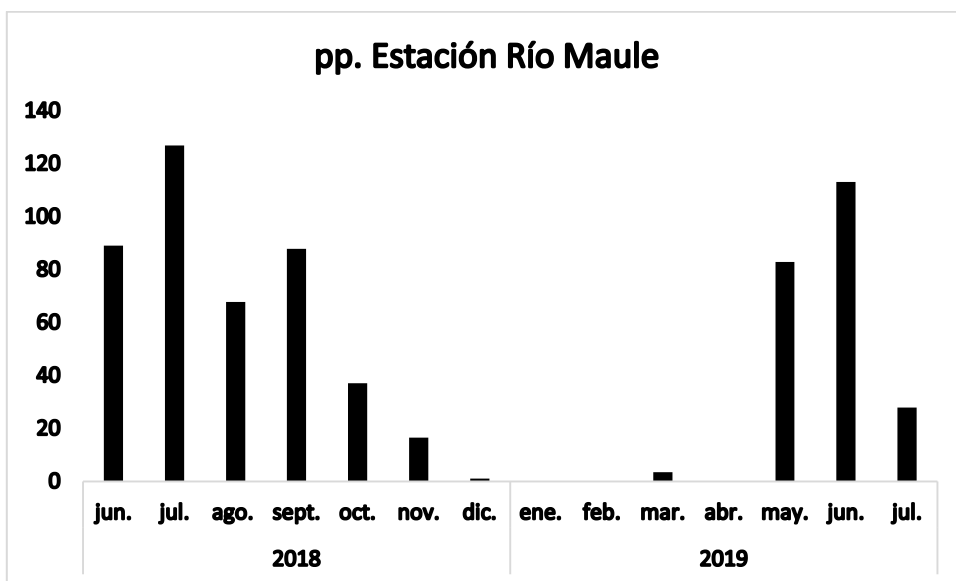
En *M. boaria* y *P. boldus* la altura se mostró negativa, en la primera tres tratamientos tuvieron altura final menor que la inicial y en la segunda sólo en dos tratamientos, esto se debe a que en algunos casos las plantas murieron y rebrotaron, o bien el tejido del ápice moría y se desprendía de la planta.

En al menos 6 especies el tratamiento que tuvo una mayor altura es CRSA aunque sigue siendo un valor bajo, sin embargo en *M. boaria* es el tratamiento donde hay una altura negativa mayor.

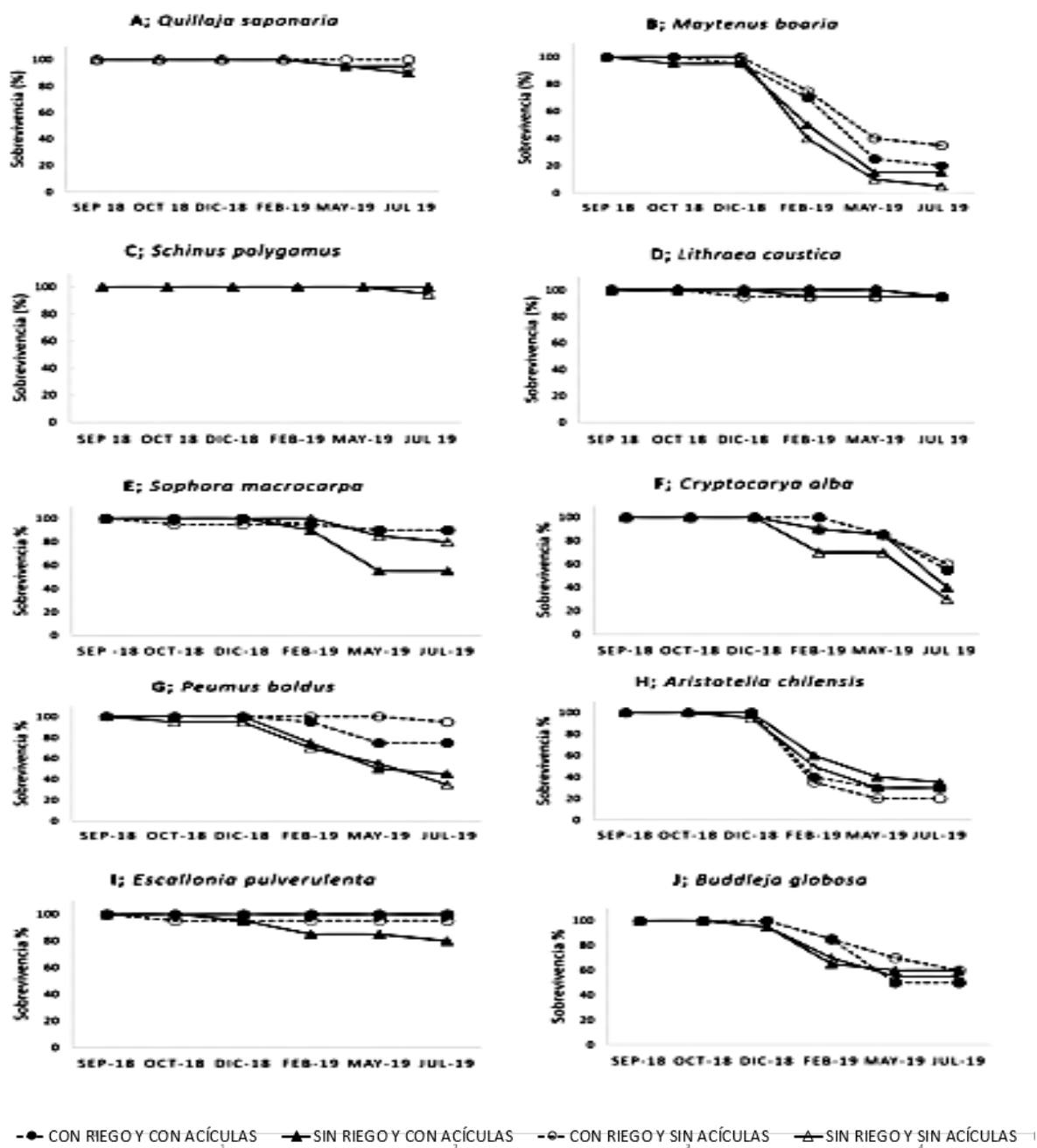
Los tratamientos con riego y sin riego se muestran similares en casi todas las especies lo que permite ver que la aplicación de riego no influye en el aumento de DAC, al menos de estas especies.

La humedad del suelo fue significativamente mayor con acículas que sin acículas ($F = 102,14$; $P < 0,001$). Sin embargo, la interacción estadística entre el factor acícula y fecha también fue significativa ($F = 15,74$; $P < 0,001$), indicando que el efecto de las acículas

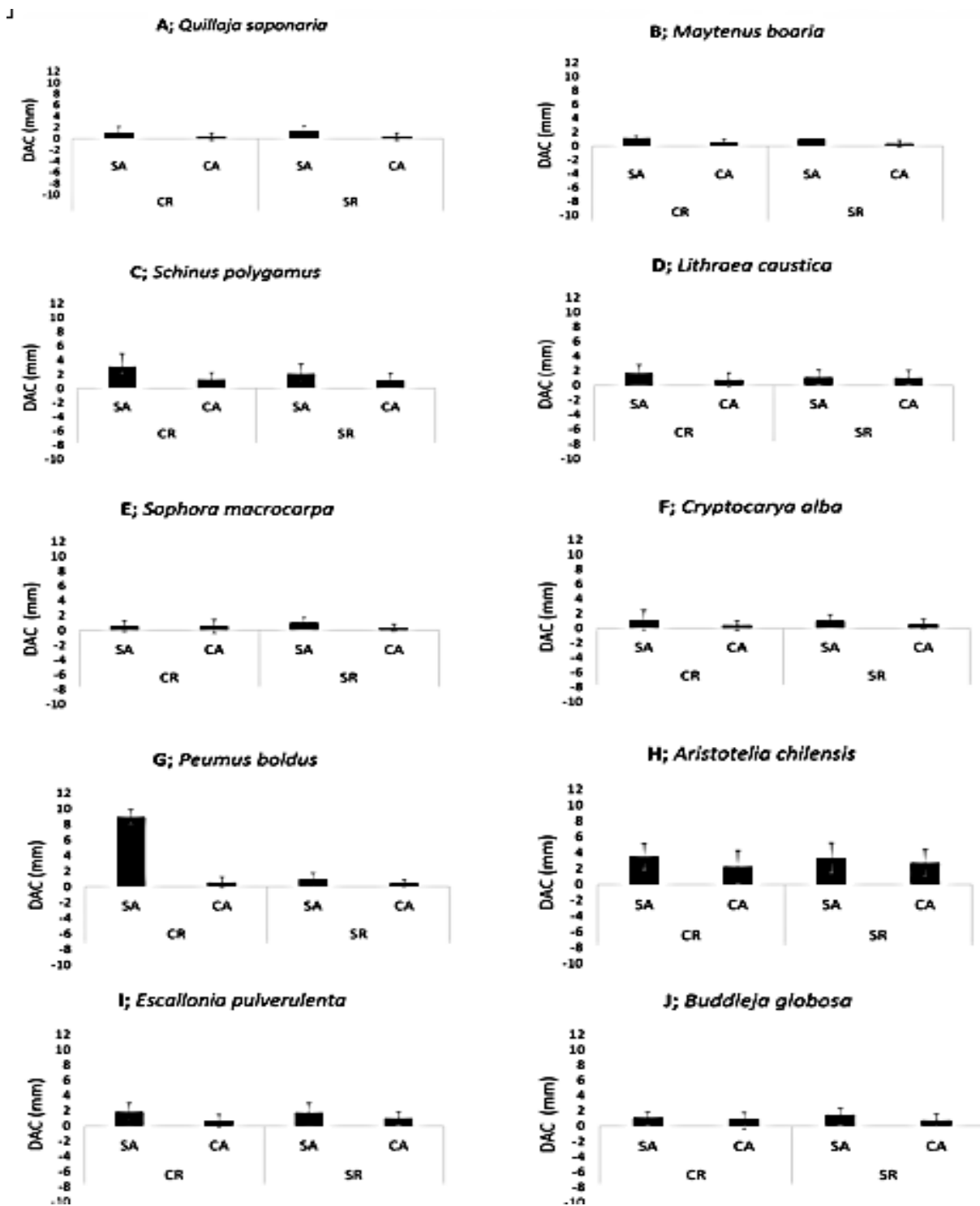
dependió de la fecha. Efectivamente, la humedad del suelo fue mayor con acículas sólo en los muestreos realizados en verano y otoño (Fig. XX). También hubo diferencias significativas de humedad del suelo entre fechas ($F = 3462,08$; $P < 0,001$). En general fue mayor la humedad en invierno y otoño, que en verano (Fig. XX). Por otro lado, no hubo diferencias significativas de humedad del suelo entre tratamientos de riego ($F = 0,01$; $P = 0,955$). Tampoco fueron significativas las interacciones entre Fecha y riego ($F = 1,04$; $P = 0,355$), ni entre los factores riego y acícula ($F = 1,06$; $P = 0,304$), ni entre fecha, riego y acícula ($F = 0,89$; $P = 0,413$).



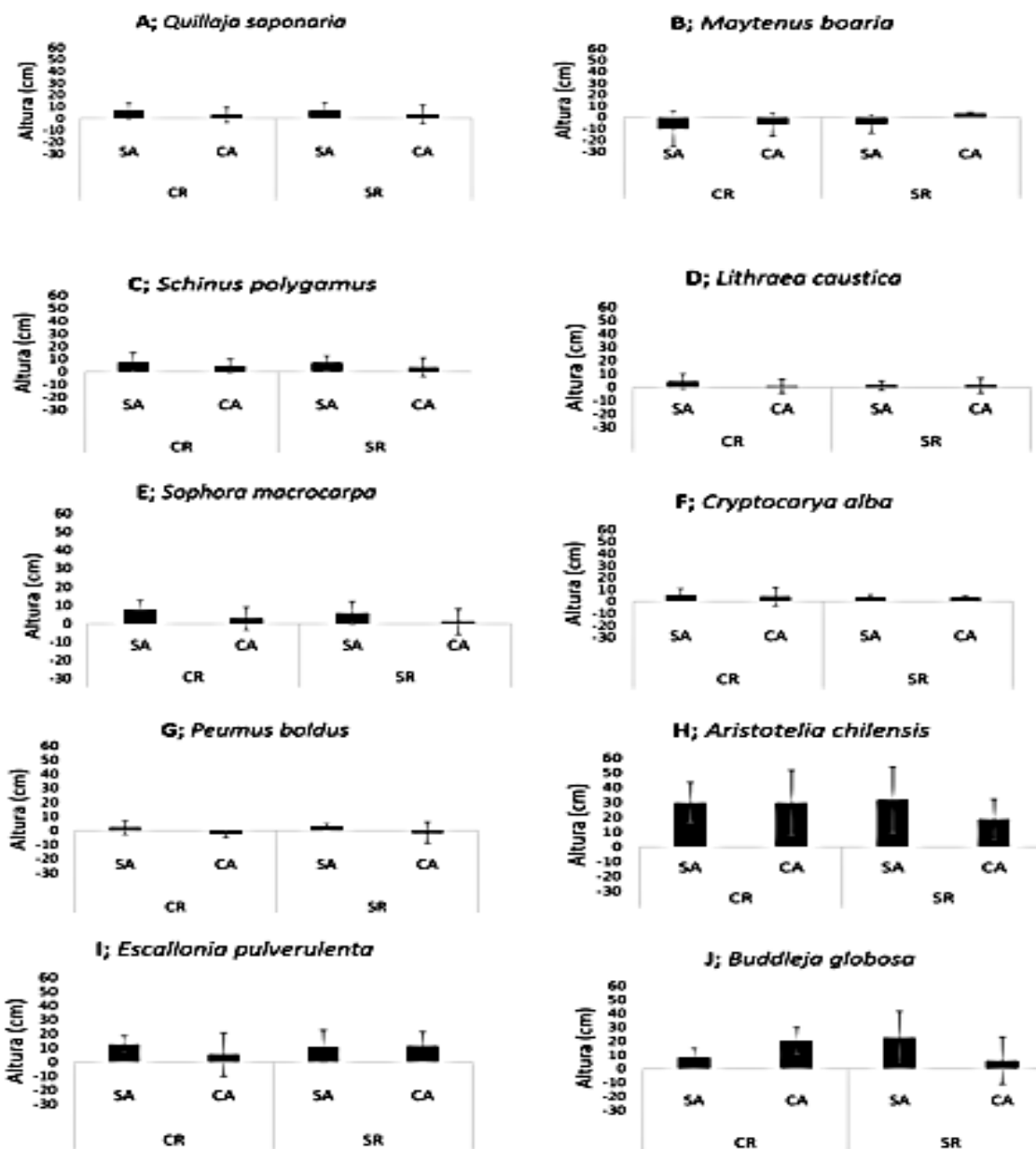
Precipitación registrada en la estación meteorológica Río Maule.



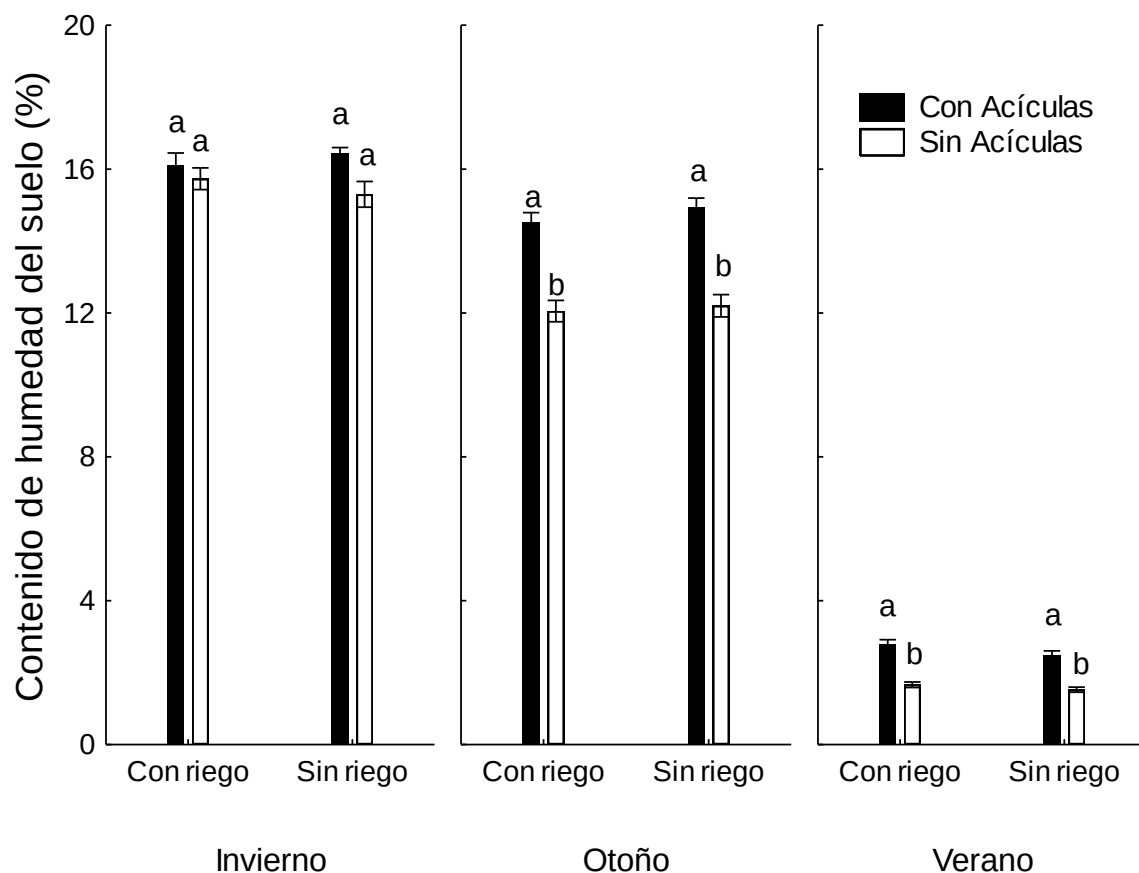
Porcentaje de sobrevivencia de plantas en tratamientos CRCA, SRCA, CRSA y SRSA por especie.



Crecimiento en DAC por tratamiento CRCA, SRCA, CRSA y SRSA por especie.



Crecimiento de altura por tratamientos de CRCA, SRCA, CRSA y SRSA por especie.



Contenido de humedad en el suelo por tratamiento en distintas fechas estacionales.

➤ DISCUSIÓN

La época de meses secos comenzó en diciembre aunque el porcentaje de sobrevivencia se ve muy marcado hasta el mes de febrero, porque la humedad del suelo es menor para ese mes y la planta lo resintió, ya que comenzó a estrés hídrico. No solo la sobrevivencia se vio afectada debido a la disminución de humedad si no que el aumento de DAC y altura en algunas especies se ve con poco aumento, aunque en algunas especies el beneficio es muy marcado. Esto se asemeja a un estudio realizado por (Vargas, Rodríguez-Malebrán, Navarrete, & Ibáñez, 2017) con *M. coquimbensis* la aplicación de riego se mostró bastante significativo en el crecimiento de las plantas ya que se menciona que plantas que recibieron 24 L/mes generaron en promedio 5,26 brotes por planta mientras que aquellas regadas con 12 L/ mes tuvieron en promedio 3,23 brotes por planta, esto podría sugerir que un aumento de la dosis de riego podría aumentar el crecimiento de las plantas, al menos en algunas

especies. Aunque los tratamientos con acículas no tienen una sobrevivencia muy por encima de los que no tienen acículas es importante reconocer que éstas de cualquier modo fueron de ayuda para la planta, esto puede que en este experimento no sea tan significativo debido a las especies que son un poco más resistentes a la sequía y no se puede vislumbrar la función del mulch, como en encinas en donde se usó paja y se presentó la mayor supervivencia (94%) y fue significativamente mayor que en el tratamiento control (Jiménez Morales, Ripoll Morales, Sánchez-Miranda Moreno, Gallego Teruel, & Navarro Reyes, 2014).

En especies como *M. boaria* se esperaba un % de sobrevivencia mayor independientemente del tratamiento, ya que en experimentos similares como el realizado por (Becerra & Cruz, 2017) se observó una supervivencia significativamente mayor para las plantas más grandes de esta especie independientemente del tratamiento de riego y en las que tenían riego también mejoró la sobrevivencia tanto en plantas pequeñas como grandes.

➤ CONCLUSIONES

El riego influye positivamente en todas las especies, en algunas de una forma más significativamente ya cada planta posee requerimientos distintos, así como su modo de hacer frente a las adversidades del clima es distinto. Así mismo cada planta hace un uso óptimo del agua diferente, algunas para crecer y otras para hacer un engrosamiento de tallo, pero el objetivo al final es sobrevivir.

El uso de acículas en este experimento mostró que cumplió con su función que era retener la humedad para que el agua quedara disponible en el suelo para que la planta la ocupara cuando le fuera necesario, aunque notablemente en algunas estaciones del año es cuando hay mayor disponibilidad y retención de agua. Aunque no se muestra que haya un beneficio muy marcado al final pudiera funcionar como materia orgánica.

REFERENCIAS

Arellano, E., Ovalle, J., & Valenzuela, P. (2016). Restauración en Chile Central. *Chile forestal*, 14.

Alarcón Cabañero, J. J. (2018). Manejo sostenible del riego en el área Mediterránea. *Interempresas*. Obtenido de <http://www.interempresas.net/Horticola/Articulos/208302-Manejo-sostenible-del-riego-en-el-area-Mediterranea.html>

Balaguer, L. (s.f.). *RESTAURACIÓN ECOLÓGICA: OTRA FORMA DE HACER LAS COSAS*. Madrid, España: Universidad Complutense de Madrid.

Castillo Ibáñez, J. C., & Moreno Díaz, G. A. (2002). *Semillas forestales del bosque nativo chileno*. Santiago de Chile: Editorial Universitaria S. A.

Frutos, V., Pérez, M., & Risco, D. (2016). Efecto de diferentes mulches orgánicos sobre el cultivo de brócoli (*Brassica oleracea* L. var. *Itálica*) en Ecuador. *Idesia*, 61-66.

Gil-Albert Velarde, F. (2014). *Tratado de arboricultura frutal. Vol. IV. técnicas de mantenimiento del suelo en plantaciones frutales*. Madrid, España: Ediciones Mundi-Prensa.

Ibáñez, J. J. (1 de junio de 2008). *madrimasd*. Obtenido de <https://www.madrimasd.org/blogs/universo/2008/06/01/93482>

Ibáñez, J. J. (19 de febrero de 2010). *madrimasd.org*. Obtenido de Bioma Mediterráneo: El Bosque y Matorral Mediterráneos (El Chaparral): <https://www.madrimasd.org/blogs/universo/2010/02/19/135398>

Jiménez Morales, M. N., Ripoll Morales, M. Á., Sánchez-Miranda Moreno, Á., Gallego Teruel, E., & Navarro Reyes, F. B. (2014). *Viabilidad de encinas cultivadas en maceta y efectos del mulch para la restauración de dehesas*. Granada, España: JUNTA DE ANDALUCÍA.

Leiton Soubannier, J. S. (1985). *Riego y drenaje*. San José, Costa Rica: Universidad Estatal a distancia.

Mola, I., De Torre, R., & Sopena, A. (2018). *Guía Práctica de Restauración Ecológica*. Madrid, España: Fundación Biodiversidad del Ministerio para la.

Quispe Sandoval, M. F. (1992). *Evaluación De Genotipos De Arroz Bajo El Sistema Riego-Sequia*. Montecillo, México: Colegio de Posgraduados.

Rey Benayas, J. M. (2007). *Restauración ecológica de campos abandonados en ambientes mediterráneos. Un enfoque multi-escala*. Alcalá de Henares, Madrid: Universidad de Alcalá.

Sánchez, A., & Morales, R. (2000). *Las regiones de Chile*. Santiago de Chile: Editorial Universitaria, S. A.

Smith-Ramírez, C., González, M. E., Echeverría, C., & Antonio, L. (2015). Estado actual de la restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos. *Anales Instituto Patagonia (Chile)*, 11-21.

- Valdecantos Dema, A. (2001). *Aplicación de fertilizantes orgánicos en la repoblación de zonas forestales degradadas de la Comunidad Valenciana*. Alicante: Universidad de Alicante.
- Vargas P., R., González, M., McWethy3, D., Sanguinetti, J., Pauchard, A., Zamorano, C., . . . Vargas G., R. (2017). *Restauración ecológica post-incendios forestales en La Araucanía Andina*. Chile: Gobierno de Chile.
- Yáñez Barrios, L. (2018). *Región del Maule, Información regional 2018*. Chile: ODEPA, Ministerio de Agricultura, Gobierno de Chile.
- Becerra, P., Smith Ramírez, C., & Arellano, E. (2018). *Evaluación de técnicas pasivas y activas para la recuperación del bosque esclerófilo de Chile Central*. Santiago de Chile: Fondo de Investigación del Bosque Nativo de CONAF.
- Becerra, P., & Cruz, G. (2017). Importancia del riego y tamaño de las plantas en el éxito de establecimiento de diferentes especies nativas en un ecosistema degradado de Chile central. *BOSQUE*, 103-111.
- Cabrera, H. M. (2002). Respuestas ecofisiológicas de plantas en ecosistemas de zonas con clima mediterráneo y ambientes de altamontaña. *Rev. chil. hist. nat.*, 625-637.
- Cerda, J., Medina, R., & Jalil, R. (2011). *Manual de Plantaciones en Zonas Áridas*. Chile: Departamento Forestal-CONAF. Región de Coquimbo.
- CONAF. (1999). *Plan de manejo, Reserva Nacional los Bellotos del Melado*. Chile: Ministerio de Agricultura.
- Falabella, F., Uribe, M., Sanhueza, L., Aldunate, C., & Hidalgo, J. (2017). *Prehistoria en Chile: Desde sus primeros habitantes hasta los Incas*. Chile: Editorial Universitaria; Sociedad Chilena de Arqueología.
- Fernández, I., Morales, N., Olivares, L., Salvatierra, J., Gómez, M., & Montenegro, G. (2010). *RESTAURACIÓN ECOLÓGICA PARA ECOSISTEMAS NATIVOS AFECTADOS POR INCENDIOS FORESTALES*. Santiago, Chile: Gráfica Lom .
- Forest Stewardship Council A.C. (2014). *PAUTAS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA PARA CUMPLIR CON ESTÁNDARES FSC EN CHILE*. Santiago, Chile: Forest Stewardship Council A.C. Recuperado el 01 de 06 de 2019, de <https://cl.fsc.org/preview.pautas-de-restauracin-ecolgica-para-cumplir-con-estndares-fsc-en-chile.a-48.pdf>
- Gajardo, R. (1993). *La vegetación natural de Chile, clasificación y distribución*. Santiago de Chile: Universitaria, S.A.
- Gangas Geisse, M., Millar Carvacho, R., & Vargas Cariola, J. E. (1986). *Historia y Geografía*. Chile: Andrés Bello.
- González, M. (2016). Restauremos Chile. *RESCATANDO LOS ECOSISTEMAS DEGRADADOS*, 7.
- Hueso-González, P., Murillo Martínez, J. F., & Ruíz Sinoga, J. D. (2017). Beneficios de los acolchados de paja y poda como prácticas para la gestión forestal de montes mediterráneos. *Cuadernos de Investigación geográfica.*, 189-208.

- INAP. (2002). *Informe país, estado del medio ambiente en Chile 2002*. Chile: LOM Ediciones, Centro de Analisis de Políticas Públicas.
- Instituto de Geografía Militar. (2012). Mapa zonas naturales de Chile. Chile: Ministerio de educación.
- Jaksic, F. M. (2001). Spatiotemporal variation patterns of plants and animals in san carlos de apoquindo, central chile. *Revista chilena de historia natural*, 477-502.
- José Manuel Salazar Navarro, J. M. (2016). *Aprovechamiento de recursos y manejo de suelo ecológico*. . Antequera, Málaga: IC Editorial.
- Luna Flores, W., Estrada Medina, H., Jiménez Osornio, J. J., & Pinzón López., L. L. (2012). EFECTO DEL ESTRÉS HÍDRICO SOBRE EL CRECIMIENTO Y EFICIENCIA DEL USO DEL AGUA EN PLÁNTULAS DE TRES ESPECIES ARBÓREAS CADUCIFOLIAS. *Terra Latinoamericana*, 343-353.
- MAG. (s.f.). *Guía técnica de semilleros y viveros frutales*. El Salvador: Ministerio de Agricultura y Ganadería.
- Ministerio de agricultura. (2019). *CONAF. Corporación Nacional Forestal*. Obtenido de <http://www.conaf.cl/incendios-forestales/restauracion-de-areas-quemadas/>
- Ministerio de Educación. (2015). *Las Zonas Naturales de Chile, HISTORIA, GEOGRAFÍA Y CIENCIAS SOCIALES, Guía didáctica*. República de Chile: Gobierno de Chile.
- Repetto-Giavelli, F., Marcelo, W., & Teneb, E. (2012). *Aprendiendo a Restaurar Ecosistemas. Guía para docentes y escolares*. Chile: WCS-Chile & Explora-Conicyt.
- Santiago Contreras, S. (2019). *liferder.com*. Obtenido de <https://www.liferder.com/zona-central-chile/>
- Santibáñez , F., & Uribe, J. M. (1992). *Atlas agroclimático de Chile: Región V y Metropolitana*. Santiago de Chile: Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales.
- (s.f.). *SÍNTESIS GEOGRÁFICA DE CHILE: TERRITORIO Y GEOGRAFÍA FÍSICA*.
- Society for Ecological Restoration (SER) International. (2004). *Principios de SER International sobre la restauración ecológica*. Tucson: Society for Ecological Restoration.
- Vargas, M., Rodriguez-Malebrán, M., Navarrete, C., & Ibáñez, C. (2017). Efecto de dos tasas de riego y apoyo de sombra sobre la tasa de supervivencia y crecimiento de un arbusto nativo En Peligro de la Región de Coquimbo. *Idesia [online]*, 35(4), 57-66. Recuperado el 07 de 10 de 2019, de <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292017000400057>
- Gómez Melini, M. (2007). *ENSAYOS EN REPOBLACIONES FORESTALES DE ZONAS INCENDIADAS DE GARAJONAY. APLICACIÓN DE ACOLCHADO(mulching) EN PLANTACIONES DE Morella faya (Aiton) Wilbur*. San Sebastián de La Gomera,: LIFE+ Garajonay Vive.

ANEXOS



Quillay



Maiten



Huingan



Litre



Mayo



Peumo



Boldo



Maqui



Corontillo



Mático

III.- Factibilidad de conexión de fragmentos de interés de conservación a través de corredores biológicos en un área rural de Chile central

RESUMEN

La función de conservación de fragmentos de vegetación nativa puede mejorarse si se conectan entre sí. En este estudio se analiza el nivel de conectividad de fragmentos de interés de conservación en la localidad de Rastrojos, Región del Maule, y se propone una red de áreas que pueden ser destinadas como corredor biológico. A través de fotos aéreas se clasificaron los fragmentos por clases de cobertura leñosa. Luego, se realizó un muestreo de diversidad y estructura de estos fragmentos para identificar aquellos de interés de conservación. Posteriormente, se identificaron áreas que pueden conectar los fragmentos, considerando dos escenarios: uno en que los caminos rurales no representan barreras de movimiento para organismos, y otro escenario en que sí lo son. Los resultados indican que fragmentos de mayor cobertura presentan mayor riqueza de especies nativas arbóreas y arbustivas, y mayor densidad de individuos de estas especies. En un escenario donde los caminos rurales no son barreras infranqueables para organismos, se podría generar una alta conectividad entre fragmentos, ya sea con áreas con vegetación nativa que puede protegerse, o a través de áreas con poca vegetación nativa pero que puede restaurarse. En un segundo escenario, se generan zonas con fragmentos con alto potencial de conectividad, y otras con escasa o nula posibilidad de conectividad por la presencia de caminos. Los resultados sugieren que es factible recuperar la conectividad de fragmentos de vegetación nativa, aunque solo para organismos cuyo movimiento no es afectado por caminos rurales.

➤ INTRODUCCIÓN

La fragmentación del paisaje es un fenómeno de degradación ambiental considerado como una de las principales causas de pérdida de biodiversidad en el mundo (Santos & Tellería 2006, Fahrig 2003). Este proceso se define como la división de un hábitat continuo en parches de menor tamaño separados por una matriz de condiciones ambientales que difieren significativamente de las anteriores (Valdés 2011, Urrutia-Estrada et al. 2018, Saunders et al. 1991). Como consecuencia de la fragmentación, se produce una alteración de la estructura y composición de especies vegetales dentro de los fragmentos cambiando en consecuencia las condiciones de hábitat para otros seres vivos (Fahrig 2003, Kattan, Alvarez-Lopez, & Giraldo 1994, Santos & Tellería 2006).

En Chile el proceso de fragmentación afecta a la mayoría de los ecosistemas terrestres a lo largo de su geografía (MMA 2015, Urrutia-Estrada et al. 2018). Esto adquiere mayor relevancia en la zona centro-sur del país, ya que este territorio es considerado Hot spot de biodiversidad a nivel mundial debido a sus altos índices de endemismo en conjunto con una severa presión de degradación antrópica y, sin embargo, los esfuerzos por su conservación y su nivel de representación dentro del sistema de áreas protegidas del país son bajos con relación a otros ecosistemas. (Kalin et al. 2006, Miranda et al. 2016). Desde los inicios de la ocupación humana del territorio chileno, ha existido una tendencia hacia la fragmentación del paisaje, aumentando el número de parches y disminuyendo el área de éstos (Hernández et al. 2016). El cambio en el uso del suelo por presión agrícola o industrial forestal ha sido el motor de este proceso de degradación ambiental durante la mayor parte de la historia del país (Aguayo et al. 2009).

Por otro lado, los efectos del cambio climático han generado una disminución en las precipitaciones en esta región, que se ha traducido en un estado de sequía durante los últimos diez años (Bosier et al. 2016). Esto ha generado un efecto en la productividad de la vegetación, por ejemplo, en los matorrales esclerófilos que dominan el paisaje de la región climática mediterránea (Lozano-Parra et al. 2018, Garreaud et al. 2017). Adicionalmente, en los últimos años se ha producido un incremento en la ocurrencia de incendios forestales, y algunos estudios ya han encontrado una relación positiva entre este fenómeno y el paisaje de origen antrópico. Por ejemplo, se ha observado que en áreas rurales dominadas por

vegetación nativa se producen menos focos de incendio comparado a zonas cubiertas por cultivos y plantaciones forestales, probablemente debido a la mayor temperatura media en este último tipo de paisajes (Gómez et al. 2018, Kalajzic 2018). Durante los meses de verano del año 2017 ocurrieron severos incendios forestales afectando una superficie total de 518.174 ha entre las regiones de Coquimbo y la Araucanía (CONAF 2017). El 54,06% de esta superficie pertenece a la región del Maule, la cual concentró algunos de los focos más grandes (Acuña & Hernández 2018). Esto, sumado a una larga data de incendios en la región, han empeorado el estado de conservación de la vegetación nativa remanente inmersa dentro de un paisaje fragmentado por plantaciones forestales exóticas y cultivos agrícolas. (Acuña & Hernández 2018, Castro 2018, CONAF 2017, MMA 2015).

Este conjunto de procesos y factores de degradación ha llevado a la transformación del paisaje, generalmente de manera paulatina tanto temporal como espacialmente. Por ejemplo, en zonas de bosque templado del sur de Chile las formaciones boscosas se han visto degradadas en su estructura transformándose paulatinamente en matorrales abiertos y posteriormente en praderas en un lapso de aproximado de 22 años (Echeverría et al. 2012). Similarmente, en la zona mediterránea en Chile central, los bosques esclerófilos se han degradado y reducido su cobertura de manera continua durante las últimas décadas (Hernández et al. 2016). Sin embargo, estos procesos no necesariamente son unidireccionales, ya que, un porcentaje de los ecosistemas degradados se recupera naturalmente con el pasar del tiempo cuando las condiciones de perturbación se ven disminuidas (Echeverría et al. 2012, Hernández et al. 2016). Por ejemplo, Vergara & Ibarra (2019), muestran que dentro de la cuenca del lago Villarrica en la zona sur de Chile, los fragmentos de bosques aumentan su tamaño y dominancia en el paisaje a medida que se alejan de centros urbanos.

Diversos estudios sugieren que aumentar la conectividad entre los ecosistemas naturales puede desacelerar los procesos de pérdida de biodiversidad y así favorecer su conservación (Bennet 2004, Bennett & Mulongoy 2006, Valdez 2011). Esta herramienta consiste en establecer conexión entre dos o más fragmentos separados a través de una zona con atributos mínimos para la supervivencia poblacional de las especies presentes en los ellos (Bennett & Mulongoy 2006). El diseño de corredores biológicos se establece en base a la

superficie, forma y distancia entre fragmentos (Bizama et al. 2011, Colorado & Vasquez & Mazo 2017). Otra aproximación para el diseño de corredores es enfocar la conexión en base a especies objetivo, de manera de generar las condiciones ideales necesarias para su desplazamiento (en el caso de fauna) o dispersión de propágulos (en el caso de flora). En este trabajo se presenta una aproximación metodológica para establecer la factibilidad de conectar fragmentos de hábitat de interés de conservación a través de corredores biológicos, así como una propuesta teórica de distribución de corredores en una localidad de Chile central. El estudio fue desarrollado en la Localidad de Rastrojos, ubicada en la Región del Maule, debido a poseer un paisaje fragmentado y haber sido impactada por recientes incendios forestales.

➤ **OBJETIVO GENERAL**

- Evaluar la factibilidad de conexión de fragmentos de interés de conservación a través de corredores biológicos en un área rural de Chile central.

➤ **OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Identificar fragmentos de hábitat con vegetación silvestre de diferente nivel de cobertura leñosa en la localidad de Rastrojos, Región del Maule.
- Caracterizar la composición y estructura general de fragmentos de hábitat silvestre con diferente nivel de cobertura leñosa en ellos, mediante su prospección en terreno.
- Analizar cuál es la conectividad actual y potencial entre fragmentos de hábitat silvestre de diferente nivel de cobertura leñosa.
- Proponer una red de corredores biológicos entre fragmentos de hábitat de interés de conservación.

➤ METODOLOGÍA

Descripción del área de estudio

La localidad de Rastrojos se ubica en la comuna de San Javier, limitando con la comuna de Empedrado al oeste. Su superficie es de 1.799,4 ha y su centro comunitario se encuentran en las coordenadas 35°34'58,26" S y 79°6'52,02" O, con una elevación de 196 msnm (Fig. 1). La localidad de Rastrojos se encuentra inmersa dentro de una zona rural que posee tanto campos agrícolas de pequeños propietarios como también áreas de bosque nativo (Fig. 1). El área de estudios incluyó una superficie mayor a la de la localidad de Rastrojos de manera de considerar en el análisis sectores con fragmentos de bosque nativo con los cuales también se pudiesen conectar aquellos presentes en el interior de Rastrojos. El área total de estudios se definió con un buffer de 6 km alrededor de la localidad de Rastrojos, pero excluyendo áreas separadas por carreteras de alto tránsito (Fig. 1). Con esta ampliación el área de estudios alcanzó las 9.885 ha.

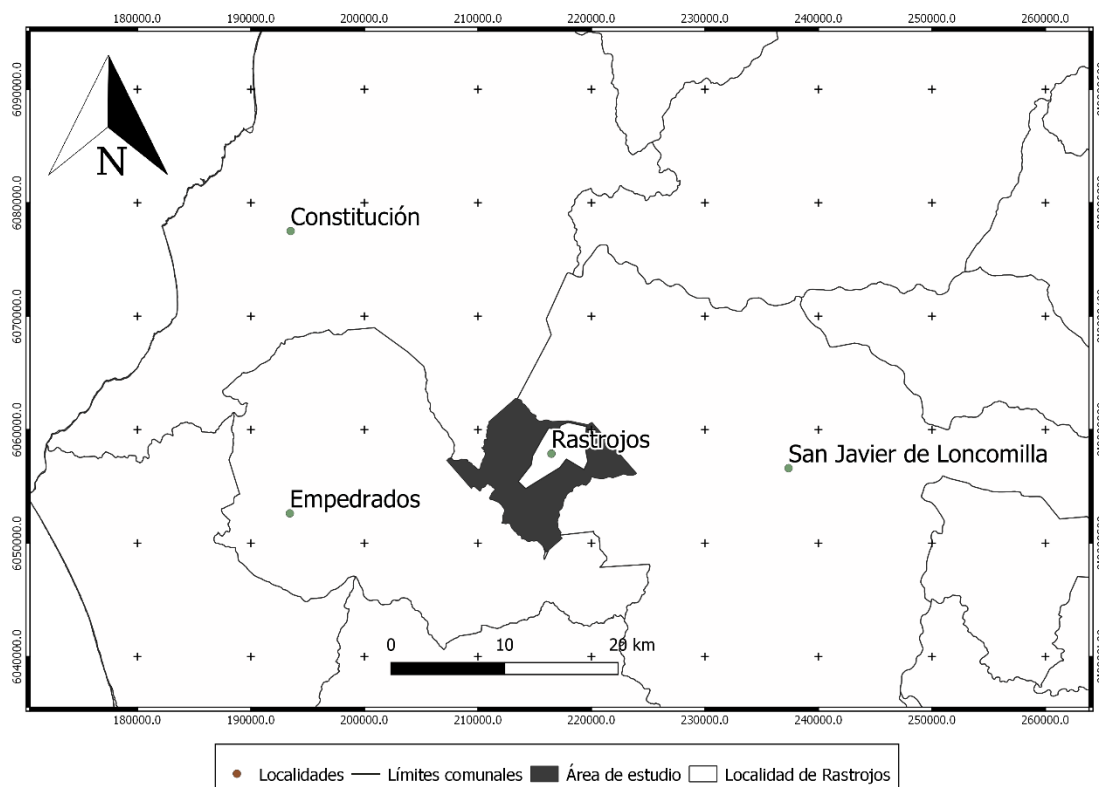


Figura 1: Localidad de Rastrojos y Área de estudio.

El paisaje dentro de la localidad de Rastrojos se encuentra dominado por plantaciones forestales exóticas de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* cuya superficie total se estimó en 521,94 ha. Además, dentro del área de estudios se presentan zonas con cobertura de matorrales abiertos y praderas alcanzando 650,14 ha. La explotación histórica de los suelos ha dejado numerosos signos de erosión avanzada como cárcavas y agrietamientos severos en la zona, los cuales son parte característica del paisaje (Castro 2018). Estudios en la región, estiman que para la comuna de San Javier un 47,4 % de su superficie presenta algún nivel de erosión evidente y un 63,4 % posee un riesgo de erosión actual entre moderada a muy severa (CIREN 2010)

Las formaciones vegetales nativas presentes en el área de estudio según la clasificación de Luebert, & Pliscoff 2016 corresponden a las de “Bosque espinoso mediterráneo interior de *Acacia caven* y *Lithrea caustica*” y de “Bosque Caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus glauca* y *Azara petiolaris*” siendo la primera la de mayor dominio en superficie. Rastrojos está inmerso en la zona del secano interior e hidrológicamente ubicado en la cuenca del río Purapel. Las precipitaciones promedio de esta zona alcanzan los 821 mm anuales, siendo los meses entre mayo a agosto los más lluviosos (Agromet. 2019)

Identificación de fragmentos

Para construir la estructura espacial de la localidad se utilizó el software *Qgis*, con las imágenes de *Google Satellite* y capas vectoriales de utilidad. La proyección está constituida por Imágenes 2019 *CNES/Airbus* y *Landsat/Copernicus* dependiendo de la altura de observación. La máxima resolución alcanzada fue de 30 x 30 cm, sin embargo, para este nivel solo están disponibles fotografías hasta el año 2018.

Usando la imagen satelital y orientado por la información del Catastro de uso de suelo y recursos vegetacionales de CONAF (2018) se realizó una digitalización detallada de los usos de suelo del área de estudio con el objetivo de diferenciar coberturas de suelo. Este paso fue necesario debido a inconsistencias entre la información de capas base con fragmentos de bosque que ya no están presentes en imágenes actuales.

Para diferenciar coberturas vegetales y posteriormente digitalizarlas se usaron los siguientes criterios: Primero se generó una capa base de hábitat con vegetación silvestre (no plantada, ya sea nativa o dominada por especies exóticas), es decir, excluyendo cultivos agrícolas, caminos, edificaciones y plantaciones forestales de cualquier tipo. Segundo, dentro de los límites de áreas con vegetación silvestre se generó una capa con una cobertura que coincidiera con el rango entre 10 y 30 % de vegetación leñosa. Como criterio de fotointerpretación se consideró una superficie mínima de 0.5 ha, y para determinar la conectividad y así considerar como el mismo fragmento a dos sectores con vegetación leñosa se consideró una distancia máxima de 20 metros. Luego se repitió esta operación considerando coberturas dentro de los rangos 30 a 50 %, 50 a 75 % y sobre el 75 % con los mismos criterios anteriores. De esta manera se logró construir una cartografía presentando la superposición de las capas de cada clase de cobertura, permitiendo visualizar fragmentos de interés para su prospección en terreno. La clase de cobertura que definió fragmentos considerados como de interés de conservación se estableció en función de la diversidad de especies y tamaño de especies arbóreas. Para esto se desarrolló una campaña de terreno en la cual se muestreó la composición de especies leñosas y tamaño de los individuos de ésta. Los fragmentos de interés de conservación fueron aquellos con un nivel de cobertura leñosa en que se observó un nivel de diversidad y tamaño de individuos significativamente superior a las áreas sin cobertura leñosa y con diferencias menores a las áreas con mayor cobertura leñosa. La mayoría de los fragmentos fueron corroborados en una visita de campo con el fin de verificar su nivel de cobertura y correspondencia a un hábitat silvestre.

Caracterización de la diversidad y estructura vegetal de los fragmentos

Este análisis buscó establecer la correlación entre cobertura leñosa y riqueza de especies arbóreas y arbustivas. Para caracterizar los fragmentos de vegetación identificados, se realizó un muestreo dirigido hacia las diferentes clases de cobertura determinada con el análisis de imágenes. Para esto se levantaron transectos de 50 metros de longitud y 2 metros hacia cada lado de la línea central del transecto (parcela rectangular de 200 m²). Cada transecto se ubicó en un área representativa del fragmento, y el punto inicial del

mismo se eligió aleatoriamente. La dirección del transecto fue ubicada en el mismo sentido que el lado más largo del fragmento.

En cada transecto se registró para cada uno de los individuos presente en el interior de la parcela, su especie, rango de altura (<2m, 2-4m, > 4m de alto) y DAP para los individuos leñosos mayores a 2m de altura. Además, se midió la altura del individuo más alto de cada parcela. Se muestreó un total de 10 parcelas por cada clase de cobertura de fragmento, generando un total de 50 parcelas. Solo se consideraron especies vegetales nativas de forma de vida Arbórea y arbustiva, por lo tanto, otros elementos como suculentas, lianas y herbáceas no fueron consideradas en el muestreo.

Análisis de conectividad

Primero, se generó una cartografía de distribución actual de los fragmentos correspondientes a cada clase de cobertura y el nivel de conexión que poseen con fragmentos de clase de cobertura igual y diferente. Posteriormente, en base a esta cartografía, se diseñaron corredores que pudiesen conectar fragmentos de interés de conservación que actualmente se encuentren rodeados por áreas de menor clase de cobertura, con otros de igual o mayor clase de cobertura. La distribución de los corredores se estableció de tal manera de evitar todo tipo de ambiente no silvestre, asumiendo que este tipo de áreas no podría ser destinada a corredor por presentar otro objetivo de uso.

Estos análisis se desarrollaron considerando dos escenarios: uno donde los caminos de vehículos rurales secundarios dentro de la localidad son considerados como barreras infranqueables para organismos, y otro ignorando este supuesto, es decir, asumiendo que fragmentos a ambos lados de un camino pueden ser considerados conectados. En ambos casos, el análisis se realizó solo para los fragmentos de interés de conservación presentes en el interior de la localidad de Rastrojos, pero considerando los del área buffer que pueden ser útiles para conectar fragmentos aislados dentro de la localidad. Estas dos alternativas se plantearon con el fin de analizar potencialidades de conexión para una amplia gama de especies de flora y fauna que pueden ser beneficiados por la presencia de un corredor biológico. Por ejemplo, dentro de la fauna terrestre existen distintas capacidades de desplazamiento y habilidad para superar obstáculos. Probablemente para medianos y pequeños mamíferos es posible franquear una barrera como un camino, sin embargo, esto

se dificulta para insectos terrestres, pequeños reptiles, anfibios, entre otros. Las aves pueden verse beneficiadas del aumento en cobertura, independiente de la presencia de caminos debido a su capacidad de movilidad natural.

➤ RESULTADOS

Identificación y caracterización de fragmentos de hábitat silvestre.

Mediante la fotointerpretación detallada del área de estudio se generó un mapa con las zonas de vegetación silvestre actual clasificadas por nivel de cobertura para la totalidad del área de estudio (Fig. 2).

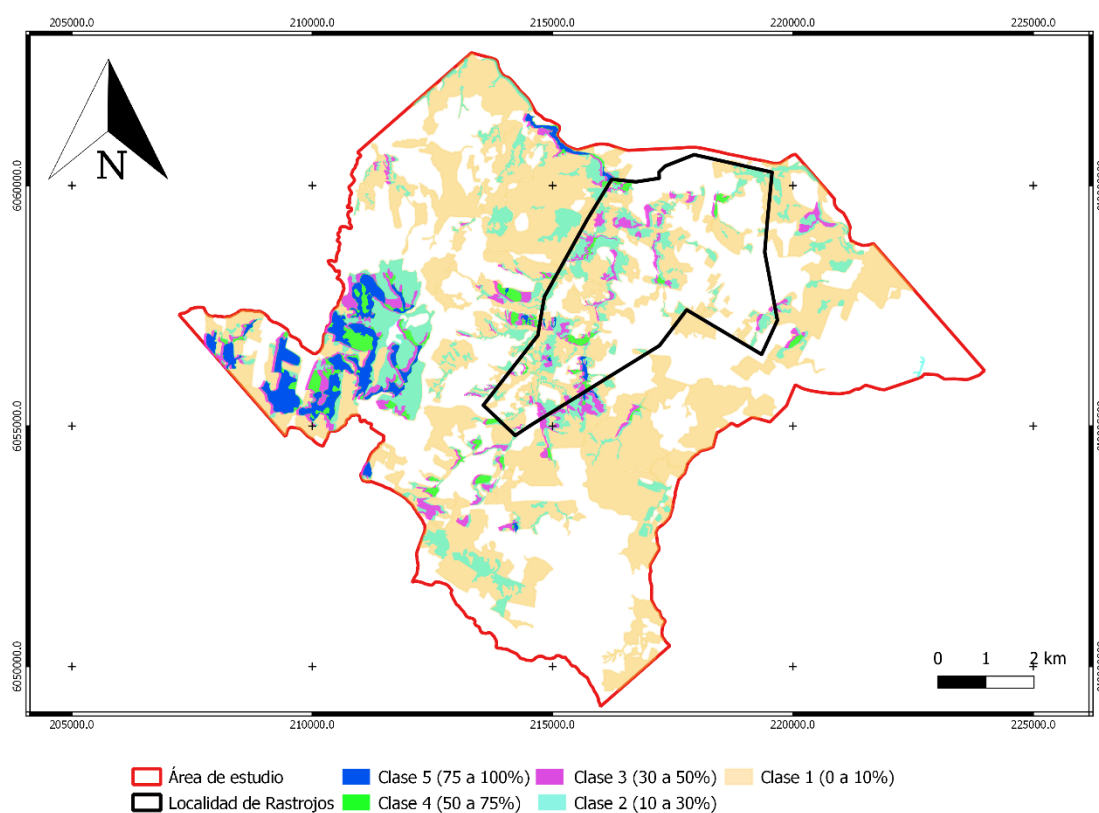


Figura 2: Fragmentos de vegetación nativa en el área de estudio clasificados por clase de cobertura [1 (0 a 10 %), 2 (10 a 30%), 3 (30 a 50%), 4 (50 a 75%), 5 (75% a superior).].

En la actualidad existen fragmentos de vegetación de todas las clases de coberturas dentro de la localidad, sin embargo, son escasos aquellos de las clases 4 y 5 (50 a 75 % y 75 % <). Los fragmentos de clase 3 (30 a 50 %) alcanzan los 27 dentro de la localidad de Rastrojos y 33 fuera de ella. La superficie promedio de dichos fragmentos es de 3,17 ha dentro de la

localidad mientras que fuera es de 5,4 ha. En la clase 4 (50 a 75 %) el número de fragmentos es 8 dentro y 20 fuera de Rastrojos. La superficie alcanza las 2,46 ha dentro y 4,44 fuera. Finalmente, los fragmentos de clase 5 (75 % <) son 4 dentro y 12 fuera de la localidad, con una superficie promedio de 1,48 ha y 16,15 ha respectivamente (Fig. 3 C y D). Aquellos casos donde los fragmentos no correspondieron con vegetación nativa, es decir, la cobertura existente era aportada por especies exóticas invasoras fueron descartados del análisis.

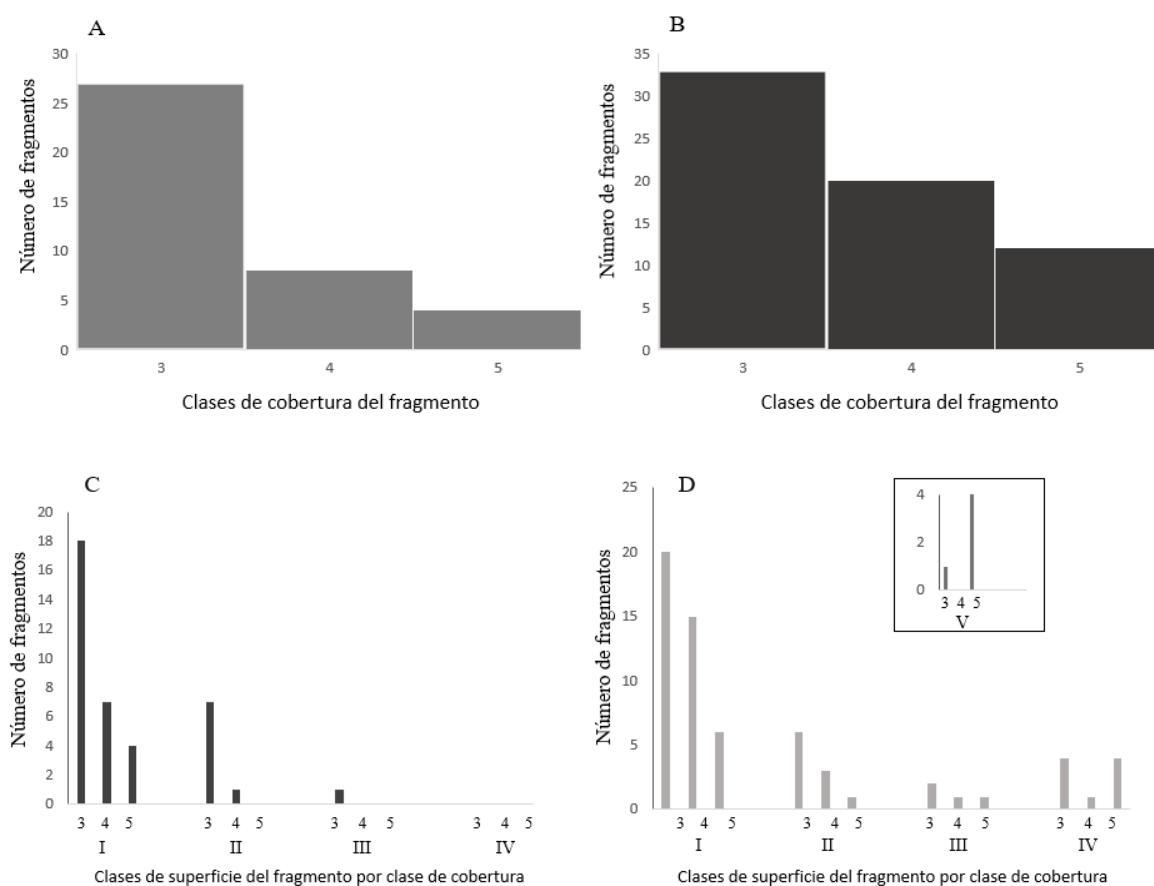


Figura 3. Histograma de frecuencia para fragmentos de interés de conservación (clases de cobertura 3 (30 a 50%), 4 (50 a 75%), 5 (75% a superior)) dentro de la localidad de Rastrojos (A), y fuera de la localidad (B). Número de fragmentos por cada clase de superficie: I ([0.5 a 4] ha), II ([4 a 8] ha), III ([8 a 12] ha), IV ([12 a 16] ha), para cada clase de cobertura del fragmento [3 (30 a 50%), 4 (50 a 75%), 5 (>75%)] dentro de la localidad de Rastrojos (C), y fuera de la localidad de Rastrojos (D) por cada clase de

superficie: I ([0.5 a 4] ha), II (]4 a 8] ha), III (]8 a 12] ha), IV (]12 a 16] ha), y V (]16 a 54]), para cada clase de cobertura del fragmento.

Considerando la red de caminos rurales de vehículos se logró dividir la localidad en 7 sectores distintos. A estas zonas se les asigno un número para facilitar su identificación en los análisis (Fig. 4).

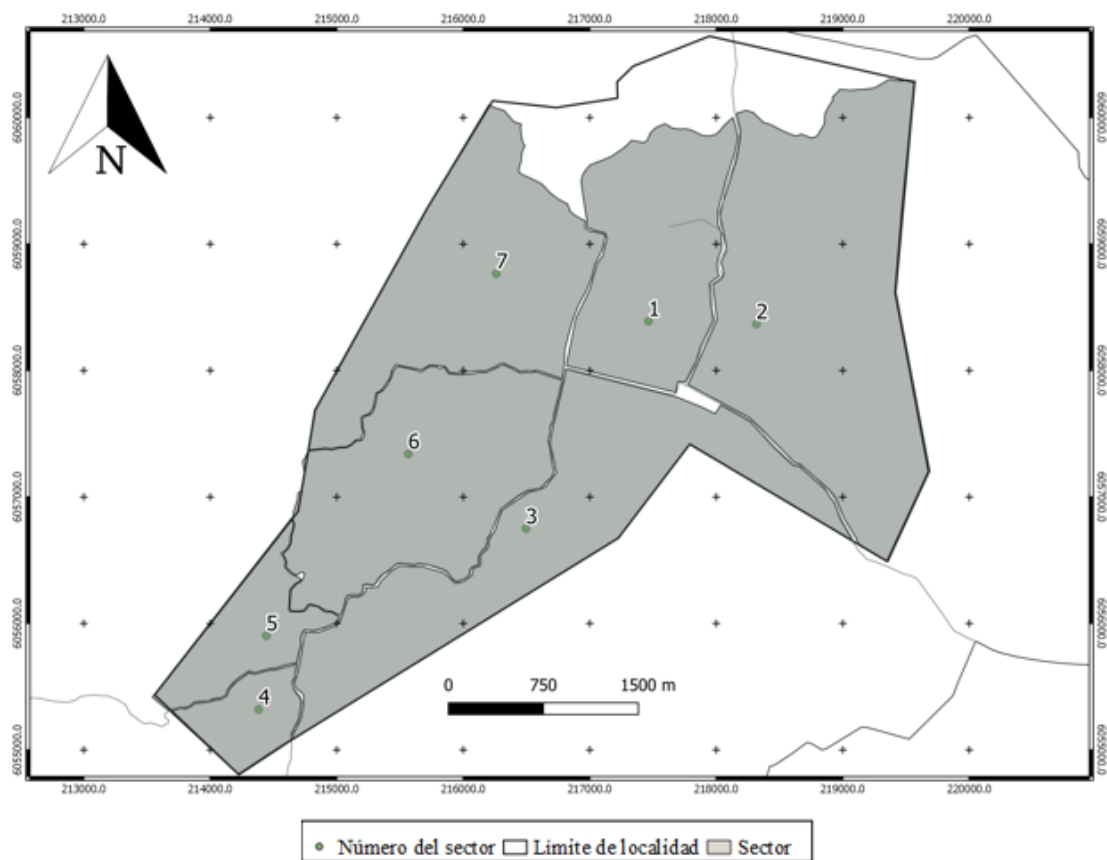


Figura 4: Sectores de conectividad separados por caminos rurales de vehículos dentro de la Localidad de Rastrojos.

Riqueza y abundancia de especies leñosas

Se logró reconocer 43 especies nativas de forma de vida arbórea y arbustiva en el área de estudio. Estas representan a 39 géneros pertenecientes a 25 familias florísticas. Las familias con mayor representación fueron *Asteraceae* (5 sp), *Fabaceae* (4 sp) y *Myrtaceae* (5 sp), seguidas por *Salicaceae*, *Anarcardiaceae*, *Elaeocarpaceae* y *Nothofagaceae*, con dos especies cada una. El resto de las familias solo cuentan con una especie en la zona. Los géneros con mayor presencia fueron *Baccharis* (4 sp), *Azara* (2 sp), *Luma* (2 sp) y *Nothofagus* (2 sp). En total se observaron 27 especies de forma de vida arbórea y 16 de arbustiva (Tabla 1).

La riqueza de especies aumentó a medida que la cobertura del fragmento es mayor (Fig. 3). En general las zonas más densas correspondieron a hábitats ribereños, vegas o quebradas cuyas condiciones de humedad permiten la subsistencia de vegetación hidrófila.

En cuanto a la relación entre riqueza de especies y clase de cobertura de hábitat por clase de altura de los individuos, se observó, primero, una mayor riqueza de especies en la clase de altura menor a 2m que en las otras. Además, en individuos de las tres clases de altura se observó una correlación positiva entre riqueza de especies y clase de cobertura de hábitat (Fig. 4).

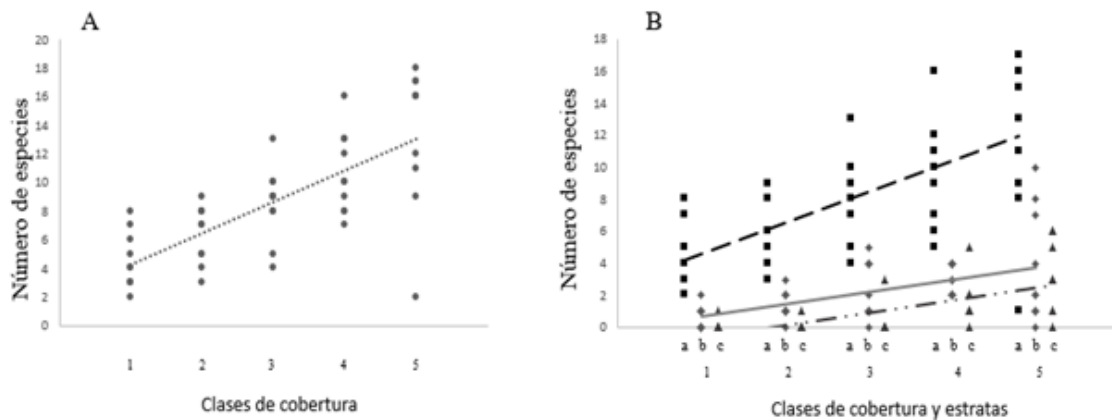


Figura 5. Riqueza expresada como el número de especies de cada fragmento en las clases de cobertura, 1 (0 a 10 %), 2 (10 a 30%), 3 (30 a 50%), 4 (50 a 75%), 5 (75% a superior). (A) Riqueza total, [● Riqueza del fragmento, --- línea de tendencia] (B) Riqueza de especies por estrata de altura (“Menor a 2 m” (a), “2 a 4 m” (b), y “mayor a 4 m” (c)) en los fragmentos por cada clase de cobertura. [■ Riqueza de especies en estrata “a”, ◇ Riqueza de especies en estrata “b”, ▲ Riqueza de especies en estrata “c”. -- línea de tendencia estrata “a” — línea de tendencia estrata “b”. -.- línea de tendencia estrata “c”]

Por otro lado, la abundancia de individuos por parcela se correlacionó positivamente con la clase de cobertura del hábitat de manera general (Fig. 5A). Además, al considerar los individuos por clase de altura, se observó mayor densidad en la clase de individuos de menor altura (< 2m) que en las otras. Además, la densidad de todas las clases se correlacionó positivamente con la clase de cobertura del hábitat (Fig 5B).

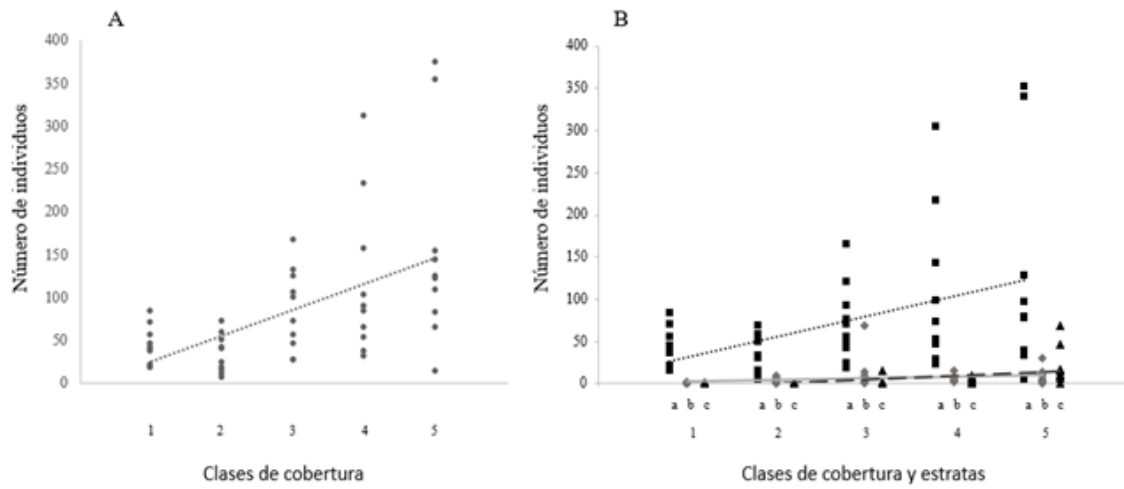


Figura 6. Abundancia (N° de individuos por parcela) por cada fragmento muestreado en las clases de cobertura (1:0 a 10 %, 2: 10 a 30%, 3: 30 a 50%, 4: 50 a 75%, 5: 75% a superior) [● Riqueza del fragmento, ... línea de tendencia], total por fragmento (A), y separadamente por estratas de altura (B) (“Menor a 2 m” (a), “2 a 4 m” (b), y “mayor a 4 m” (c) [■ N° de individuos en estrata “a”, ◇ N° de individuos en estrata “b”, ▲ N° de individuos en estrata “c”. ... línea de tendencia estrata “a”, — línea de tendencia estrata “b”, -- línea de tendencia estrata “c”].

Tabla 1. Especies encontradas en el muestreo de la zona. Promedio de individuos (n = 10) por clase de cobertura (C %); y estratas (E m). 1 (0 a 10 %), 2 (10 a 30%), 3 (30 a 50%), 4 (50 a 75%), 5 (75% a superior) Estratas: “Menor a 2 m”, “2 a 4 m”, y “mayor a 4 m”																				
					Promedio de individuos															
				C (%)	0 a 10			10 a 30			30 a 50			50 a 75			75 +			
	Especie	Familia	Forma de vida	E (m)	< 2	2 a 4	4 <	< 2	2 a 4	4 <	< 2	2 a 4	4 <	< 2	2 a 4	4 <	< 2	2 a 4	4 <	
1	Acacia caven	Fabaceae	Arbórea		4,2	0,2	-	2,6	2,2	-	2,6	2,3	-	0,8	0,4	0,1	0,9	0,3	0,1	
2	Aextoxicon punctatum	Aextoxicaceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	
3	Aristotelia chilensis	Elaeocarpaceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	0,8	-	-	3,7	0,2	-	11,3	0,3	0,1	
4	Astragalus sp	Fabaceae	Arbustiva		-	-	-	-	-	-	1,6	-	-	1,6	-	-	-	-	-	
5	Azara dentata	Salicaceae	Arbustiva		0,1	-	-	-	-	-	0,4	-	-	2,3	0,1	-	0,2	0,1	-	
6	Azara integrifolia	Salicaceae	Arbustiva		-	-	-	0,9	-	-	3,3	0,2	-	7,1	0,1	-	12	0,2	0,3	
7	Baccharis linearis	Asteraceae	Arbustiva		23,6	-	-	8,2	0,1	-	12,3	0,2	-	3	-	-	2,3	0,2	-	
8	Baccharis marginalis	Asteraceae	Arbustiva		-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	
9	Baccharis	Asteraceae	Arbustiva		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	

	<i>neaei</i>																		
10	<i>Baccharis vernalis</i>	Asteraceae	Arbustiva		-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	-	-	-	-	-
11	<i>Berberis chilensis</i>	Berberidaceae	Arbustiva		3,5	-	-	2,2	-	-	0,8	-	-	3,9	-	-	0,1	-	-
12	<i>Blepharocalyx cruckshanksii</i>	Myrtaceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2
13	<i>Chusquea quila</i>	Poaceae	Arbustiva		-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	1,7	0,1	-
14	<i>Citronella mucronata</i>	Icacinaceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-
15	<i>Colliguaja dombeyana</i>	Euphorbiaceae	Arbustiva		-	-	-	-	-	-	0,7	-	-	4,6	-	-	0,1	0,1	0,6
16	<i>Crinodendron patagua</i>	Elaeocarpaceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-	0,2	0,1	-	-
17	<i>Cryptocarya alba</i>	Lauraceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	-	0,4	0,1	-	0,7	0,2	0,5
18	<i>Drimys winteri</i>	Winteraceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,8	0,3	2
19	<i>Escallonia pulverulenta</i>	Escalloniaceae	Arbórea		0,3	-	-	2,5	0,5	-	2,8	0,4	-	8,1	0,4	-	4,1	0,6	0,2
20	<i>Fuchsia</i>	Onagraceae	Arbustiva		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	0,1	-

	<i>magellanica</i>																		
21	<i>Gaultheria mucronata</i>	Ericaceae	Arbustiva		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,7	-	-
22	<i>Gevuina avellana</i>	Proteaceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,9	-	-
23	<i>Kageneckia oblonga</i>	Rosaceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	0,1	-	-
24	<i>Lithraea caustica</i>	Anacardiaceae	Arbórea		0,1	-	0,1	4,4	0,9	0,1	3,4	0,9	-	4,6	0,8	0,4	3,4	0,4	0,1
25	<i>Lomatia hirsuta</i>	Proteaceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	0,1	-	-	4,5	-	-
26	<i>Luma apiculata</i>	Myrtaceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	-	-	3,5	0,2	0,9
27	<i>Luma chequen</i>	Myrtaceae	Arborea		-	-	-	-	-	-	4	0,7	1,3	0,7	-	-	2,7	0,4	5
28	<i>Maitenus boaria</i>	Celastraceae	Arbórea		0,9	0,1	-	0,8	0,2	-	0,9	0,1	-	0,4	-	0,1	0,3	0,1	-
29	<i>Myrceugenia exsucca</i>	Myrtaceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	1,4	-	0,1	0,6	-	-	0,4	0,2	-
30	<i>Nothofagus glauca</i>	Nothofagaceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,7	1,1	3	9,6	0,6	7,9
31	<i>Nothofagus</i>	Nothofagaceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,4	0,3	1

	<i>obliqua</i>																		
32	<i>Persea lingue</i>	Lauraceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,8	-	0,1
33	<i>Peumus boldus</i>	Monimiaceae	Arbórea		0,3	0,1	-	0,7	0,2	-	2,5	0,2	-	0,5	0,2	0,2	0,5	0,8	0,7
34	<i>Pitavia punctata</i>	Rutaceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2
35	<i>Podanthus ovatifolius</i>	Asteraceae	Arbustiva		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,1	0,1	-
36	<i>Psoralea glandulosa</i>	Fabaceae	Arbórea		1	0,1	-	0,2	-	-	10,5	0,5	-	15,4	1,6	-	29,6	2,4	-
37	<i>Rhaphithamnus spinosus</i>	Verbenaceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,7	0,1	-
38	<i>Ribes punctatum</i>	Saxifragaceae	Arbustiva		-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,9	-	-	8,5	-	-
39	<i>Rosa moschata</i>	Rosaceae	Arbustiva		2,4	-	-	2,4	-	-	6,7	0,1	-	4,8	0,2	-	0,5	0,2	-
40	<i>Schinus polygamus</i>	Anacardiaceae	Arbórea		0,1	0,1	-	1,2	-	-	1	-	-	0,3	0,2	-	1	-	-
41	<i>Sophora macrocarpa</i>	Fabaceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	2	0,2	-	-	-	-	4,8	0,1	-
42	<i>Trevoa quinquenervia</i>	Rhamnaceae	Arbórea		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-
43	<i>Ugni molinae</i>	Myrtaceae	Arbustiva		-	-	-	2,8	-	-	0,1	-	-	24,9	-	-	7,1	-	-

Al promediar el DAP de los individuos observados en cada fragmento de cada clase de cobertura de hábitat, se observó que el DAP promedio de sólo los individuos mayores a 4 m de alto se correlacionó positivamente con la clase de cobertura de hábitat.

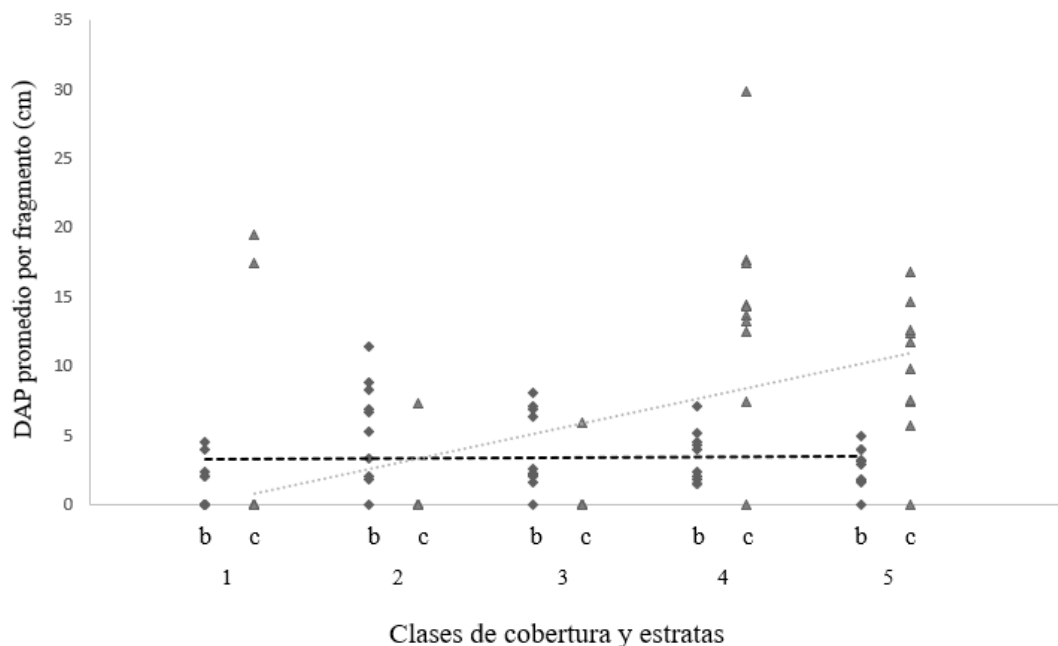


Figura 7: DAP promedio de cada fragmento en las estratas “2 a 4 m” (a), y “mayor a 4 m” (b) en cada clase de cobertura (1: 0 a 10 %, 2: 10 a 30%, 3: 30 a 50%, 4: 50 a 75%, 5: 75% a superior). [◆ DAP promedio de fragmento en estrata “a”, ▲ DAP promedio de fragmento en estrata “b”. — Línea tendencia estrata “a”, -- línea tendencia estrata “b”]

Conectividad actual

Al no considerar los caminos como barreras de conectividad entre fragmentos, actualmente sólo un 50 % de los fragmentos de la clase 5 de cobertura están conectados con otro fragmento de clase 5 a través de fragmentos de alto nivel de cobertura (clase 3 o 4). Esto indica que el resto de los otros fragmentos clase 5 (50% de ellos) se encuentran rodeados de hábitats de baja cobertura leñosa (clases 1 o 2). Bajo el mismo escenario, aquellos fragmentos con clase 4 de cobertura presentan un 37 % de conectividad directa con fragmentos clase 5, es decir, forman parte de una zona con vegetación nativa continua. No se observa ningún fragmento clase 4 que se comuniquen con uno clase 5 a través de zonas clase 3, pero existe un 25 % de conectividad entre fragmentos clase 4 a través de zonas de clase 3 o 5. En cuanto a la clase 3 de cobertura, un 22,2 % está directamente conectado con fragmentos de clase 4 y un 7 % a fragmentos de clase 5. La comunicación entre zonas de clase 3 a través de clase 4 o 5 alcanza solo el 15% de la totalidad de fragmentos de esta clase. Finalmente, la conectividad entre fragmentos clase 3 con aquellos de clase 4 a través de 5 y 5 a través de 4 es del orden de 3,7 % y 8,7 % respectivamente (Tabla 2).

En el escenario considerando los caminos como barreras de conectividad, los sectores con mayores porcentajes en las distintas combinaciones de fragmentos y clases de cobertura fueron el sector 6 y 3. Los sectores 1 y 7 tuvieron porcentajes menores mientras que el resto no tuvo combinaciones posibles que analizar (Tabla 2).

Tabla 2: Condiciones de conectividad actual en dos escenarios para los fragmentos de vegetación nativa dentro de la localidad de Rastrojos. Cada porcentaje está calculado en base al total de fragmentos de cada clase de cobertura presentes en el área de estudio o sector indicado.

Conectividad										
Clases de cobertura en fragmentos			Escenario 1: sin caminos	Escenario 2: con caminos						
Clase	Conectividad a través de	Clase	% (n° fg)	Sector 1	Sector 2	Sector 3	Sector 4	Sector 5	Sector 6	Sector 7
5	3 o 4	5	50 (2)	-	-	-	-	-	66.6(2)	-
4	3	5	-	-	-	-	-	-	-	-
4	3 o 5	4	25 (2)	-	-	-	-	-	-	-
3	4	5	8.7(2)	-	-	33.3(1)	-	-	16.6(1)	-
3	5	4	3.7(1)	-	-	-	-	-	16.6(1)	-
3	4 o 5	3	14.8(4)	28.5(2)	-	-	-	-	33.3(2)	-
4	Directa	5	37.5(3)	-	-	100(2)	-	-	50 (1)	-
3	Directa	5	7.4 (2)	-	-	-	-	-	33.3(2)	-
3	Directa	4	22.2(6)	28.5(2)	-	33.3(1)	-	-	33.3(2)	16.6(1)

Propuesta de conectividad a través del establecimiento de corredores biológicos

La propuesta de conexión de fragmentos de hábitat de interés de conservación (clases 3, 4 y 5) se realizó sólo ubicando los corredores en áreas de hábitat silvestre (clases 1 a 5). Los corredores son áreas que se destinarían a unir fragmentos, las cuales pueden o no tener en la actualidad niveles de cobertura de clases 3, 4 ó 5. En el caso de áreas con clases de cobertura 1 ó 2, corresponderían a zonas donde se requeriría desarrollar restauración ecológica para incrementar su nivel de cobertura. No obstante, para la ubicación espacial específica de los corredores se privilegió emplear zonas que en la actualidad ya cuentan con niveles de cobertura de clases 3,4 ó 5.

Si no se consideran los caminos como barreras de movimiento y de esta manera se asume que no representan límites de hábitats, el 100% de los fragmentos de hábitat de clases de cobertura 3,4 ó 5 podrían llegar a quedar conectados con otros fragmentos de clase igual o superior 5 a través de corredores, excepto el caso de fragmentos de clase 4 con fragmentos clase 5, en cuyo caso sólo en el 62,5% de los fragmentos podría llegar a ocurrir (Tabla 3). Por el contrario, al considerar los caminos como barreras, es posible apreciar que la conectividad entre fragmentos se concentra en los sectores 6 y 3 siendo menor en el resto. En ambos sectores se ubican casi la totalidad de fragmentos clase 5 y 4 por lo que existen más combinaciones posibles de conectividad entre distintas clases de cobertura. El resto de los sectores al poseer menos fragmentos ven limitadas las posibilidades de reconectar zonas de clase altas de cobertura, sin embargo, si existe buena conectividad entre sus fragmentos de clase 3 (Tabla 3).

Tabla 3: Niveles de conectividad alcanzables a través de hábitats silvestres entre fragmentos al interior de la localidad de rastrojos. Se presentan distintas combinaciones de fragmentos en dos escenarios. Cada porcentaje está calculado en base al total de fragmentos de la clase X presentes en el área de estudio o sector indicado.

Conectividad potencial									
Clases de cobertura en fragmentos		Escenario							
		1: sin caminos				Escenario 2: con caminos			
Clase	Clase	% (n° fg)	Sector 1	Sector 2	Sector 3	Sector 4	Sector 5	Sector 6	Sector 7
5	5	100	-	-	-	-	-	100(3)	-
4	5	62.5 (5)	-	-	100(2)	-	-	100(2)	-
4	4	100	-	-	100(2)	-	-	100(2)	-
4	3	100	100(1)	-	100(1)	-	100(1)	100(2)	100(1)
3	5	100	-	-	100(3)	-	-	100(7)	-
3	4	100	71.4(5)	-	100(3)	-	100(1)	100(7)	85.7(6)
3	3	100	100(7)	100(2)	100(3)	100(2)	-	100(7)	100(7)

Mediante el análisis de datos de la caracterización de fragmentos y tomando en cuenta los sectores con mayor oportunidad de reconectar vegetación, se presenta una propuesta de red de corredores biológicos entre parches de interés de conservación.

Resultó posible habilitar una serie de corredores dentro de sectores independientes (Escenario de conectividad con caminos como barrera). Para encontrar paso entre dichos sectores aislados es necesario considerar zonas de vegetación nativa fuera de los límites de Rastrojos. Es importante señalar que las “fronteras” de esta localidad han sido establecidas según el conocimiento comunitario, por tanto, no existe ningún impedimento natural para recuperar la continuidad de vegetación entre dentro y fuera de estos límites humanos. Considerando lo anterior, podemos destacar un territorio aledaño conocido como Los Almendros. Esta zona corresponde a un sistema de quebradas contiguo a Rastrojos y en ella existen manchones de bosque que podrían actuar como fuente de diversidad para corredores. Usando estas quebradas se puede favorecer la comunicación de la vegetación entre dentro y fuera de la localidad (Fig. 8).

Existe una zona donde los fragmentos de los sectores 6 y 3 se encuentran bastante cercanos al camino y generan un área que tiene el potencial de ser recuperado para permitir cierta conectividad. Si bien el camino es una barrera a la comunicación de los distintos hábitats, la proximidad entre las zonas de vegetación densa de ambos sectores aledaños permitiría las interacciones de flora y fauna (observación de terreno). Es por este motivo que dentro de la propuesta se incluye esta zona como único corredor que no considera la condición de caminos como barrera.

La zona Noroeste, más cercana al río Purapel, cuenta con una mayor posibilidad de conexión entre sus fragmentos y además es aledaña a otros sectores de los cuales solo está separada por caminos no pavimentados con poco tránsito de vehículos. Predominan en este sector parches de cobertura de clases 3 y 4, y se mantiene continuidad de vegetación nativa en la ribera del estero Rastrojos.

Por otro lado, hacia la zona Suroeste se encuentran sectores que coinciden con la cuenca de Empedrados, localidad aledaña. En estas laderas y quebradas es posible encontrar mayor concentración de parches con una cobertura sobre el 75% (clase 5), correspondientes a

bosques secundarios de *Nothofagus glauca*. No obstante, pese a la abundancia y riqueza de estas zonas, su posibilidad de conexión se ve mermada por amplias plantaciones forestales exóticas y caminos de alto tránsito.

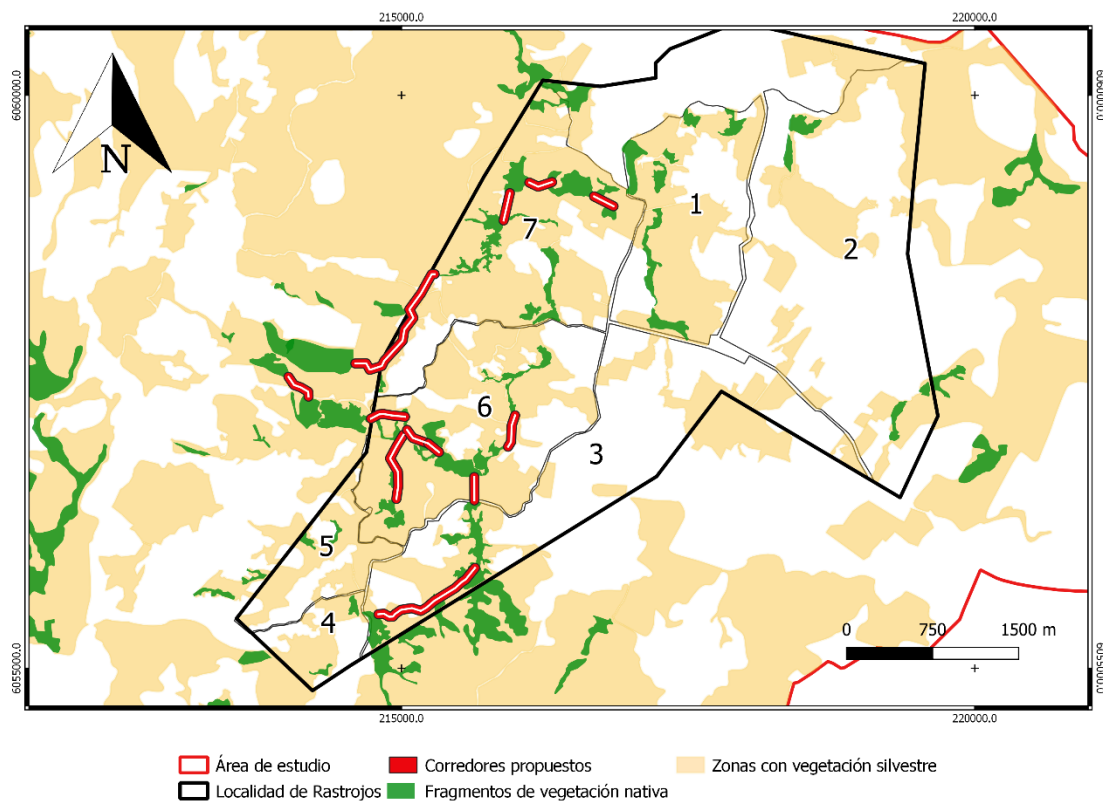


Figura 8: Cartografía de corredores biológicos potenciales entre fragmentos de las clases de cobertura 3, 4 y 5. Cada corredor cuenta con un número de identificación y el largo total.

➤ DISCUSIÓN

Los resultados indican que existe un potencial de comunicación entre distintos fragmentos a lo largo de toda la localidad de Rastrojos. Sin embargo, bajo el escenario que consideran los caminos rurales internos del área de estudio como barreras y límites de hábitat, tal como sería especialmente para una gran diversidad de especies de fauna menor, existen muchas zonas que quedan aisladas y no podrían llegar a tener comunicación con otros fragmentos.

Además, en este caso sectores completos de la localidad de Rastrojos quedan sin representación dentro del análisis al carecer totalmente de fragmentos, mientras que otros poseen una alta concentración de estos de hábitat.

En cambio, en el escenario en que los caminos no son barreras de movimiento y no representan límites de hábitat para fauna y flora, las oportunidades de reducir la fragmentación se enriquecen. En este caso, es posible encontrar zonas aptas para establecer corredores entre casi la totalidad de los fragmentos de interés de conservación en el área estudio. En ambos escenarios unir total o parcialmente los pocos fragmentos de clases 4 y 5 supondría un beneficio para su conservación y permitiría generar una zona núcleo de biodiversidad dentro de la localidad.

En cualquiera de los dos escenarios analizados, los resultados sugieren que es factible conectar zonas de alta diversidad sin pasar sobre obstáculos de origen antrópico. Sin embargo, existen zonas donde es posible establecer un corredor, correspondientes a hábitats como praderas y matorrales abiertos (Clases de cobertura baja), las cuales mantienen actividades o usos que pueden restringir el desarrollo de vegetación, tales como pastoreo de animales domésticos y la quema de basura (observación personal). Por ello, es importante en estos corredores la exclusión total o parcial para ayudar a su recuperación natural, de lo contrario cualquier esfuerzo de mejora podría verse reducido e inutilizado (Echeverría et al. 2014)

Algunos elementos de la geomorfología natural del área de estudios pueden ser favorables para recuperar comunicación entre espacios silvestres. Por ejemplo: el estero Rastrojos y otros pequeños cursos de agua son corredores naturales. Enriquecer estas zonas resultaría una opción eficiente de manejo, siempre y cuando se controlen amenazas como la invasión de árboles exóticos y ganadería (Romero et al. 2014). Condiciones menos favorables podrían ser abordadas con forestaciones usando diversas técnicas de restauración ecológica. Tal sería el caso de sitios con erosión avanzada y cárcavas, que pueden ser intervenidas mediante el establecimiento de vegetación natural en conjunto con obras de control mecánico para así avanzar en la estabilización de los suelos. Dentro de las necesidades urgentes reconocidas por la comunidad está la escasez hídrica. El desarrollo de bosques

como corredores podría mejorar la producción o calidad del agua mitigando este fenómeno (Little & Lara. 2010. Jullian et al. 2018).

Los escasos fragmentos dentro de la localidad hacen que existan limitadas opciones para el establecimiento de corredores entre ellos. Al explorar los alrededores de la localidad fue posible encontrar áreas con bosque nativo que podrían actuar como fuentes de biodiversidad para los fragmentos dentro de la localidad pensando únicamente en la proximidad entre estos. Sin embargo, estas zonas están rodeadas por plantaciones forestales que actúan como barrera al establecimiento de corredores y abundante regeneración de natural de *Pinus radiata* que complicaría aún más el proceso. Además, las condiciones escarpadas del terreno también pueden ser considerado un elemento en contra de buscar restablecer conectividad con fragmentos fuera de la localidad de Rastrojos. Estos factores influyeron al momento de proponer reconstituir la conectividad entre fragmentos dentro de la localidad usando corredores biológicos y condicionan la propuesta de estos fuera de la Rastrojos.

El enfoque metodológico que desarrolló este estudio estuvo orientado a levantar información inexistente de una zona rural que presenta condiciones similares a muchas otras localidades en el centro sur de Chile, generalmente dominadas por campos agrícolas, plantaciones forestales y vegetación nativa remanente. En un comienzo la identificación de fragmentos mediante fotointerpretación tuvo un rol exploratorio del área de estudio, y pese a la buena resolución de las imágenes satelitales, dejó dudas acerca de la real condición de los hábitats observados debido a existir cierto desfase temporal entre la imagen y el presente. Esto hace que la verificación en terreno de la información sea necesaria para sostener la validez de este método e introducir las correcciones necesarias a los resultados. En este estudio, la realidad en terreno fue lo bastante próxima a la imagen como orientar correctamente el muestreo de los fragmentos para cada clase de cobertura, sin embargo, esto podría no necesariamente repetirse en otras áreas de estudio. De manera similar, la clasificación de las coberturas en base a rangos porcentuales para diferenciar un hábitat de otro es un proceso que depende en gran medida del criterio de los observadores. Al recorrer la localidad de Rastrojos se logró observar que las clases de coberturas correspondieron a

las condiciones de hábitat real, obteniendo resultados positivos de la identificación previa de los fragmentos.

Analizar todas las combinaciones de conexión entre distintas clases de cobertura en fragmentos permitió llegar a resultados de conectividad positiva para el área de estudio. Sin embargo, esto cambió bastante al sectorizar la localidad debido principalmente a la falta de fragmentos de buen nivel de cobertura y riqueza de especies en algunas zonas. Una ventaja de este método fue que rápidamente se logró aislar aquellos sectores con mayores porcentajes de conectividad y observarlos como zonas núcleo de biodiversidad haciendo deseable el establecimiento de corredores entre estos fragmentos y otros fuera del sector.

Considerar solo las especies de flora nativa leñosa de forma de vida arbórea y arbustiva permite caracterizar de forma eficiente la estructura de la vegetación local, no obstante, se reconoce que otros elementos como herbáceas, suculentas, lianas y otros también tienen un rol importante dentro de la ecología de un hábitat (Sepúlveda, Peñailillo & Boshier, 2019). Se logró observar en terreno algunos de estos elementos florísticos pero su presencia fue menor en relación con las formas de vida incluidas en el análisis. Es por esto por lo que se considera posible ampliar la caracterización de flora nativa a otras formas de vida en futuros estudios relacionados.

Diversas metodologías de corredores biológicos son aplicadas como una herramienta de conservación a escala de paisajes (Colorado & Vasquez & Mazo 2017. Murrieta E. 2006. Wangchuk, S. 2007.). Por lo general en esta clase de estudios se consideran tamaños de fragmentos muy superiores a los detectados en la Localidad de Rastrojos, haciendo que aquellas metodologías no sean efectivas a escala local por dejar fuera fragmentos que pueden albergar abundante diversidad persistente como es el caso de aquellos prospectados en este trabajo. En parte, este sesgo se debe a que muchos estudios inician desde la base de un objeto de conservación y modelan condiciones de hábitat respecto al mismo, proceso que demanda mayores niveles de superficie dependiendo de las necesidades de cada especie (ej. Beier P. 1993). Si bien estos estudios son propuestas válidas de metodologías para el diseño y ejecución de corredores, se considera que la metodología desarrollada en este trabajo permite su replicación en pequeñas localidades donde el interés de conservación está en resguardar la existencia de la limitada biodiversidad persistente en fragmentos,

usando la caracterización de la estructura y composición de hábitat como principales indicadores.

Las dimensiones de los corredores propuestos fueron de 10 metros hacia cada lado del eje central del mismo. El largo de estas áreas dependerá de la distancia entre fragmentos, pero considerando la prospección en terreno ninguno debería sobrepasar 1,5 km. Si bien estas dimensiones pueden ser no suficientes para eludir un efecto borde típico de ambientes fragmentados, es posible constituir un primer eje de recuperación de la masa boscosa para posteriormente densificar y expandir hacia los costados (Peña et al. 2005). Por otro lado, dicha medida puede ser suficiente para la movilidad de fauna pequeña, tales como invertebrados que sustenten cadenas tróficas (Bonacic et al. 2016).

Varios corredores ubicados en áreas silvestres, pero de clases de cobertura baja (1 y 2), deberían ser restauradas ecológicamente para que así el corredor llegue a niveles de cobertura de clases 3, 4 e idealmente 5, las cuales, según nuestros resultados, pueden sostener mayor diversidad de especies. La reforestación para obtener estos niveles de cobertura debería llegar aproximadamente entre los 700 y 1000 individuos / ha. En cuanto a la selección de especies, se considera poco adecuado utilizar especies nativas de la zona central de Chile que no estén naturalmente presentes en Rastrojos, evitando así alteraciones en la riqueza originaria del lugar. Se recomienda aprovechar aquellas especies presentes en la mayoría de los fragmentos muestreados, tales como: *Escallonia pulverulenta*, *Schinus polygamus*, o *Lithrea caustica* para sitios abiertos, y *Psoralea glandulosa*, *Aristotelia chilensis* o *Azara integrifolia* en lugares más húmedos. Para el caso de otras especies abundantes como *Nothofagus glauca* o *Lomatia hirsuta*, se recomienda su uso solo en zonas altas de la localidad donde se encuentran naturalmente presentes.

Es importante considerar el control de especies exóticas en zonas silvestres como estrategia de manejo. *Acacia dealbata* y *Pinus radiata*, ambas especies observadas en el área de estudio invadiendo áreas de hábitat silvestre, pueden afectar la regeneración natural del bosque (Fuentes-Ramírez et al, 2010). Si bien la erradicación completa resulta ser una tarea compleja, mantener bajo control estas especies mientras el bosque nativo logra establecerse y ganar altura puede ser una opción durante una fase inicial de manejo, especialmente en los corredores.

El manejo del territorio a largo plazo y la gestión predial están en manos de la población local, por lo tanto, su colaboración en cualquier iniciativa es primordial. El nivel de atomización predial podría ser un obstáculo importante al momento de establecer un corredor que intervenga más de una propiedad. Iniciativas similares llevadas a cabo por CONAF durante los últimos años en la Región de O'Higgins han buscado ordenar espacialmente las actividades productivas de pequeños propietarios permitiendo dejar zonas de conservación dentro de sus predios que funcionen como corredores de flora y fauna (CONAF. 2019) Una organización así podría ser desarrollada en esta zona.

Cualquier trabajo debe ser progresivo comenzando desde la educación ambiental de modo de generar conciencia de los beneficios de la biodiversidad para Rastrojos y el medio ambiente en general. En la actualidad diversas iniciativas se llevan a cabo en la escuela rural de la localidad que apuntan a este objetivo.

➤ CONCLUSIONES

Pese a la fragmentación general actual del paisaje de la localidad de estudio, en fragmentos remanentes de mayor cobertura leñosa aún se presenta abundante diversidad de especies leñosas. Los resultados de este estudio indican que pese a las importantes perturbaciones que han afectado al ecosistema local, especialmente un gran incendio hace 3 años, recuperar la conectividad de la vegetación nativa es factible. Sin embargo, los niveles de conectividad dependen fuertemente si se consideran o no los caminos rurales internos como barreras y límites de hábitat. Cuando los caminos no son representan barreras a la movilidad de organismos, casi el 100% de los fragmentos de hábitat podrían conectarse a través de corredores biológicos, ya sea instalados en áreas con alta cobertura leñosa actual o restaurando hábitats. En cambio, cuando los caminos representan barreras de movimiento, el porcentaje de fragmentos que pueden llegar a conectarse con otros se reduce fuertemente.

La habilitación de corredores biológicos con especies leñosas nativas actuaría en beneficio del ecosistema al aumentar su complejidad local, trayendo consigo mejoras asociadas al incremento de cobertura, aumento de superficie en los hábitats y mejora en general de los servicios ecosistémicos en la localidad de Rastrojos.

REFERENCIAS

1. Acuña M. P. & Hernández J. 2018. Informe cuantificación de incendios forestales históricos en la región del Maule. Proyecto PYT-2017-0733 CONAF-FIA Proyecto piloto de innovación territorial en restauración post-incendios para la región del Maule 2017-2020.
2. Agromet. 2019. Red Agroclimática Nacional. Ministerio de Agricultura. Datos climatológicos Estación J. Bouchon Comuna de San Javier. Web: <https://www.agromet.cl>. Visitada 12/01/2020
3. Aguayo M., Pauchard A., Azócar G. & Parra O. 2009. Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX: Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista chilena de historia natural*, 82(3), 361-374.
4. Bennet A. F. 2004. "Enlazando el paisaje: El papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre". UICN-Unión Mundial para la Naturaleza. San José, Costa Rica. 278pp.
5. Bennett G., & Mulongoy K. J. (2006). Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. In *Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series* (Vol. 23, p. 100).
6. Bizama G., Torrejón F., Aguayo M., Muñoz M., Echeverría C., & Urrutia R., 2011. Pérdida y fragmentación del bosque nativo en la cuenca del río Aysén (Patagonia-Chile) durante el siglo XX. *Revista de geografía Norte Grande*, (49), 125-138.
7. Beier P. (1993), Determining Minimum Habitat Areas and Habitat Corridors for Cougars. *Conservation Biology*, 7: 94-108.
8. Bonacic C., Leichtle J., Arcos N., Muñoz A. E., & Arellano E. 2016. Medidas de Manejo para Conservación y Fomento de la Biodiversidad Predial.
9. Bosier J.P., Rondanelli R., Garreaud R., Muñoz F., 2016. Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent mega-drought in central Chile. *Geophys. Res. Lett.*, 43.
10. Castro A. P. 2018. Erosión en Chile: una mirada histórica y geográfica para entender el proceso de la expansión forestal en las comunas de Constitución, Empedrado y Chanco: Región del Maule.

11. Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN) 2010. Determinación de la erosión actual y potencial de los suelos de Chile. Región del Maule. Síntesis de Resultados. 46 p
12. Colorado G. J., Vásquez J. L., & Mazo I. N. 2017. Modelo de conectividad ecológica de fragmentos de bosque andino en Santa Elena (Medellín, Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, 22 3.
13. Corporación Nacional Forestal (CONAF) 2019. Informe técnico. Corredor de conservación. Área piloto estratégica Litueche – Pailimo. Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales (ENCCRV). Proyecto Manejo Sustentable de la Tierra.
14. Corporación Nacional Forestal (CONAF) 2018. Catastro Nacional de usos de la tierra y de las formaciones vegetales. Capa de información geográfica. Sistema de Información Territorial CONAF. Disponible en: <https://sit.conaf.cl>. Visitada: 06/01/2020.
15. Corporación Nacional Forestal (CONAF) 2017. Análisis de la Afectación y Severidad de los Incendios Forestales ocurridos en enero y febrero de 2017 sobre los usos de suelo y los ecosistemas naturales presentes entre las regiones de Coquimbo y Los Ríos de Chile. Informe Técnico. 56 p. Santiago, Chile.
16. Echeverría C., Newton A., Nahuelhual L., Coomes D., & Rey-Benayas J.M., 2012. How landscapes change: integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Appl. Geogr.* 32, 822e831
17. Echevarría D. C., Von Müller A. R., Hansen N. E., & Bava J. O. 2014. Efecto del ramoneo bovino en renovales de *Nothofagus antártica* en Chubut, Argentina, en relación con la carga ganadera y la altura de la plantas. *Bosque (Valdivia)*, 35(3), 353-368.
18. Fahrig L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34: 487-515. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 34. 487-515.
19. Fuentes-Ramírez A., Pauchard A., Marticorena A., & Sánchez P. 2010. Relación entre la invasión de *Acacia dealbata* Link (Fabaceae: Mimosoideae) y la riqueza de especies vegetales en el centro-sur de Chile. *Gayana. Botánica*, 67(2), 188-197.

20. Bennett G. & Mulongoy K. J. 2006. Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series No. 23, 100 pages.
21. Garreaud, R., Álvarez-Garretón C., Barichivich J., Boisier J.P., Christie D.A., Galleguillos M., LeQuesne C., McPhee J., & Zambrano-Bigiarini M., 2017. The 2010-2015 mega drought in Central Chile: Impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 21
22. Gómez-González S., González M., Paula S., Díaz-Hormazábal I., Lara A., & Delgado-Baquerizo M. 2018. Temperature and agriculture are largely associated with fire activity in Central Chile across different temporal periods. *Forest Ecology and Management*. 433. 535-543.
23. Hernández-Moreno A., Miranda M., Arellano E., & Dobbs C., 2016. Landscape trajectories and their effect on fragmentation for a Mediterranean semi-arid ecosystem in Central Chile. *Journal of Arid Environments*. 127. 74-81.
24. Jullian C., Nahuelhual L., Mazzorana B., & Aguayo M. 2018. Evaluación del servicio ecosistémico de regulación hídrica ante escenarios de conservación de vegetación nativa y expansión de plantaciones forestales en el centro-sur de Chile. *Bosque (Valdivia)*, 39(2), 277-289.
25. Kattan G., Alvarez-Lopez H., & Giraldo M. 1994. Forest Fragmentation and Bird Extinctions: San Antonio Eighty Years Later. *Conservation Biology*, 8(1), 138-146.
26. Kalajzic B.J. 2018. Documento de trabajo actividades de mejoramiento de hábitat para la fauna silvestre. Proyecto PYT-2017-0733 CONAF-FIA Proyecto piloto de innovación territorial en restauración post-incendios para la región del Maule 2017-2020.
27. Kalin M., Marquet P., Marticorena C., Simonetti J., Cavieres L., & Squeo F. 2006. El hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación. *Diversidad de Ecosistemas, Ecosistemas Terrestres*. in *Diversidad de Chile: Patrimonios y Desafíos*. 94-97.
28. Little C. & Lara A. 2010. Restauración ecológica para aumentar la provisión de agua como un servicio ecosistémico en cuencas forestales del centro-sur de Chile. *Bosque (Valdivia)*, 31(3), 175-178.

29. Lozano-Parra J., Lozano-Fondón C., Pulido M., & García-Marín R. 2018. El papel del agua sobre la biomasa vegetal en la zona semiárida con clima mediterráneo de Chile 1. *Revista de geografía Norte Grande*, (71), 91-108.
30. Luebert F., & Pliscoff P. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria.
31. Ministerio del Medio Ambiente, 2015. Informe final diagnóstico estado y tendencias de la biodiversidad. Región del Maule. Proyecto n° 82692: “Planificación nacional de la biodiversidad para apoyar la implementación del Plan estratégico de la convención de diversidad biológica (CDB) 2011-2020”
32. Miranda A., Altamirano A., & Cayuela L., Lara A., & González M. 2016. Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change*. 1-13. 10.1007/s10113-016-1010-7.
33. Murrieta E. A. 2006. Caracterización de cobertura vegetal y propuesta de una red de conectividad ecológica en el Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca, Costa Rica. Tesis *Magister Scientiae* en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. 125 p
34. Peña-Becerril J. C., Monroy A. A., Álvarez-Sánchez F. J., & Orozco-Almanza M. S. 2005. Uso del efecto de borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical. 8. 91-98.
35. Santos T., Tellería J.L. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*. 2006/2 3-12
36. Sepúlveda C. A., Peñailillo P., & Boshier D. H., 2019. Flora asociada y perspectivas de conservación para una población de *Beilschmiedia berteriana* (Gay) Kosterm. (Lauraceae) en un sistema agrícola de Chile central. *Gayana. Botánica*, 76(1), 1-11.
37. Saunders, D.A., Hobbs, R.J., & Margules, C. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32.
38. Romero, Fabián I, Cozano, Miguel A, Gangas, Rodrigo A, & Naulin, Paulette I 2014. Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque (Valdivia)*, 35(1), 3-12.
39. Urrutia-Estrada J., Fuentes-Ramírez A., Correa-Araneda F., & Hauenstein E. (2018). Impactos De La Fragmentación Sobre La Composición Florística En Bosques

Pantanosos Del Centro-Sur De Chile. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 53(2), 1-10.

40. Valdez, A. (2011). Modelos de paisaje y análisis de fragmentación: de la biogeografía de islas a la aproximación de paisaje continuo. *Ecosistemas* 20(3): 11-20.
41. Vergara, Gonzalo, & Tomás Ibarra, José. (2019). Paisajes en transición: gradientes urbano-rurales y antropización del bosque templado andino del sur de Chile. *Revista de geografía Norte Grande*, (73), 93-111.
42. Wangchuk, S. A. N. G. A. Y. (2007). Maintaining ecological resilience by linking protected areas through biological corridors in Bhutan. *Tropical Ecology*, 48(2), 177.

IV.- Efecto del incendio de la localidad de Rastrojos en la incidencia de la micorrización en *Lithrea caustica* y *Acacia caven* en la zona central de Chile.

RESUMEN

Las interacciones simbióticas entre hongos micorrícicos y especies leñosas de Chile han sido poco estudiadas. Se conoce poco como afectan perturbaciones, como los incendios forestales, a la interacción microorganismo planta. En este estudio se evaluó el efecto de un incendio ocurrido el año 2017 en la incidencia de la micorrización de dos especies dominantes de la zona central de Chile, *Acacia caven* y *Lithrea caustica*. Se estudió la intensidad de micorrización (porcentaje de micorrización por individuo), la cantidad de vesículas y cantidad de arbusculos presentes en estas especies. Para esto, se colectaron muestras de individuos de estas especies presentes en un área incendiada de la localidad de Rastrojos (VII región), y una localidad cercana no incendiada. Los resultados indican que, al menos después de transcurridos dos años desde el incendio, no se observan diferencias significativas en la intensidad de micorrización entre el sitio incendiado y no incendiado en ninguna de las dos especies. Además, *Lithrea caustica* fue menos micorrizada que *Acacia caven*, visualizado en una menor cantidad de estructuras micorrízicas, como también una menor vigorosidad en la micorrización. Los resultados sugieren que, si los incendios llegaron a afectar al nivel de micorrización, éste ha podido recuperarse rápidamente.

Palabras Claves: Micorrizas arbusculares; Incendios; Restauración; Bosque esclerófilo; Chile Central

➤ INTRODUCCIÓN

Cambios en los patrones climáticos, sumado a acciones antrópicas, ha hecho que los incendios sean aún más frecuentes e intensos, representando una amenaza emergente para los ecosistemas.

(Barcenas-Moreno et al. 2011). En Chile, la ocurrencia de incendios forestales ha experimentado en las últimas décadas, un vertiginoso aumento. Aparentemente este aumento en los siniestros pareciera que no ha llegado a su punto máximo (Peña.2008). Además, según las últimas proyecciones de cambio climático habrá una fuerte incidencia de eventos extremos, principalmente sequías en algunas regiones, propiciando un aumento en la incidencia de incendios forestales (Gutiérrez et al .2014).

Durante el verano del año 2017 ocurrió en Chile una gran cantidad de incendios, varios de ellos de gran magnitud. La VII región fue el área más afectada por los incendios del año 2017, con 280.106 hectáreas quemadas, de las cuales 25.814 hectáreas correspondieron a bosque nativo, donde de estas el 56,17% fue considerada afectada de manera alta o media-alta. Debido a la superficie reducida del bosque esclerófilo en Chile central, como también la alta fragmentación del paisaje, los impactos de los incendios de gran magnitud son fuertemente negativos para la biodiversidad existente en esta zona (Echeverría et al. 2006,)

Los cambios en el suelo después de un incendio tienen una gran variedad de efectos, que incluyen cambios en su composición físico-química (DeBano et al. 1998, Moody y Martin 2009) y cambios en la estructura comunitaria de microorganismos (Certini 2005; Wang et al. 2012). Los incendios, alteran la estructura vegetacional, matando selectivamente árboles de pequeños diámetros, como los presentes en el bosque esclerófilo, y promoviendo el crecimiento de pastos (Slik et al. 2002; Hart et al. 2005;). Así como los cambios en la composición de la biodiversidad sobre el suelo, existen cambios en la biodiversidad bajo el suelo, y estos cambios pueden permanecer durante el tiempo (Guénou et al. 2011).

La microbiota puede ser eliminada por el calor, o indirectamente por cambios en la química del suelo y la vegetación. (Ferrenberg et al. 2013). Por ejemplo, hay estudios que indican que el cambio de la composición de la vegetación puede afectar la intensidad y no solo la diversidad presente en la colonización de hongos micorrícicos arbusculares (HMA) (Bellagard et al. 1994). Existe escases de información de como las comunidades de HMA cambian con el fuego (Xiang et al. 2015). Siendo estas de vital importancia para el funcionamiento ecosistémico en procesos de restauración, vía facilitación de interacción especie-especie (Song et al. 2010), intercambio de nutrientes (van der Heijden 2008) entre otros.

Respecto a lo que se conoce acerca de los hongos micorrízicos en el bosque esclerófilo chileno es muy escasa, la información que se posee es solamente del 17% de las plantas asociadas a estos organismos (Silva, 2018). Después de un incendio, las comunidades de HMA ayudan a mediar la estabilización física del suelo, la recuperación de las plantas dañadas por el fuego, reclutamiento de nueva vegetación (Rillig and Mummey 2006) esto y sumado a la escases de información disponible sobre las especies chilenas, hace necesario conocer cómo estas relaciones se pueden ver afectadas por incendios forestales en Chile central y de qué manera esto puede influir en el potencial de restauración post-incendio del ecosistema (Neuenkamp et al. 2018). Se planteo la interrogante de cómo cambia la intensidad de colonización de HMA en dos diferentes especies, *Acacia caven* y *Lithrea caustica*, en dos escenarios uno post incendio y otro sin perturbación.

➤ MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio consta de dos localidades ubicadas en VII región de Chile (Región del Maule). Una localidad que no fue afectada por el incendio, conocido como sitio de referencia 35° latitud Sur y los 71° longitud Oeste y la zona incendiada separados por 22 kilómetros, se encuentra 35° latitud Sur y los 72° longitud Oeste, a 217 msnm. (Fig.1)

Según Köppen y Geiger (1936) ambas localidades son moldeadas por un clima mediterráneo-subhúmedo con una temperatura media es de 14,5 °C y precipitación media de 796 mm al año. En el área incendiada, dos años después del incendio, a pesar de que aun presenta evidencias del incendio, existe un abundante nivel de regeneración vegetativa de correspondiente la vegetación nativa. La localidad de referencia no incendiada en cambio posee una fisonomía de bosque semicontinuo con presencia de dosel arbóreo de altura promedio de 8 m y cobertura general de aproximadamente un 60 %.

Extracción de muestras

En ambos sitios de estudio se eligieron aleatoriamente diez individuos adultos mayor o igual a dos metros de altura de las especies de *Lithrea caustica* y *Acacia caven*. Bajo cada uno de ellos se excavó alrededor del tronco aproximadamente 10-20 cm de profundidad, de donde se extrajeron raíces absorbentes, verificando que correspondieran al individuo de la especie requerida, las cuales se conservaron en bolsas de tipo ziploc, debidamente rotuladas, donde posteriormente fueron almacenadas en refrigeración a 4 C para conservar las raíces.

Tinción de raíces

Para la identificación de estructuras micorrízicas presentes en las raíces se realizó la técnica de tinción de Phillips y Hayman (1970). Donde las raíces fueron lavadas con agua de grifo para eliminar restos de suelo que tengan adheridos, se cortaron raicillas en aproximadamente 1 cm de longitud y se introdujeron en tubos de ensayo, las raicillas se cubrieron con solución de KOH al 10% y se colocaron en baño María a 90°C durante 30 minutos. Después se volvieron a lavar las raicillas con abundante agua del grifo. Se realizó un blanqueo se cubren las raicillas con agua oxigenada al 3% hasta observar que se tornen blancas. Posteriormente a que las raicillas estuvieron blancas se volvieron a lavar con agua del grifo, preferentemente con un tamiz. Las raicillas se cubrieron con Vinagre de manzana (PH 5) por aproximadamente 5 minutos para que así se acidifiquen. Luego, se eliminó el vinagre de manzana, sin necesidad de enjuagar, y se cubrieron con solución de azul tripán al 0,05%. Después, los tubos se volvieron a introducir en el baño María a 90°C por 15 minutos a una hora, hasta que quedaron las raicillas de color azul. Finalmente, se sacan los tubos de baño maría, quedando listas las muestras para la observación en microscopio.

Cuantificación intensidad de micorrización.

Se utilizó el método descrito por Giovanetti y Mosse (1980) denominado “Método de intersección con cuadrícula”. Los equipos necesarios para llevar a cabo el proceso fueron segmentos de raicillas de 1 cm ya teñidos, cápsulas de petri con cuadrícula de cuadrados de 1,27cm de lado, pinzas, tijeras y microscopio óptico (modelo BA410). Para la identificación se elige una muestra de los tubos de la cual se pesa un gramo de esta, se ponen de manera aleatoriamente las raicillas sobre la cápsula de petri cuadrículada se contabilizan las intercepciones horizontales y verticales, los puntos de intersección serán observados al microscopio a un aumento de 40x y 100x para contabilizar la presencia de micorrizas a través de la identificación de estructuras como hifas, arbuscúlos, vesículas esclerocios, apresorios y esporas.

Análisis

Se analizaron alrededor de 60 a 65 trozos de 1 cm de raicilla por planta estudiada de un total de 20 plantas. A partir de los datos se analizan el *efecto sitio* y el *efecto especie*. Efecto sitio compara el factor de la intensidad de micorrización como también la presencia de arbuscúlos y vesículas en *Acacia caven* y *Lithraea caustica* en el sitio de referencia y el sitio quemado. Efecto especie

compara el tipo de micorrización de ambas especies a través de la comparación de los parámetros del número de arbuscúlos, vesículas e intensidad de micorrización. En base a la fórmula: Longitud de la micorrización = número de intersecciones, donde el porcentaje (%) de micorrización = (intersecciones micorrizadas / intersecciones horizontales + intersecciones verticales) *100. Finalmente, a estos datos se les realizara la prueba Kruskal-Wallis en la herramienta estadística R.

Análisis cualitativo

Al observarse las micorrizas al microscopio Nikon Alphahot-2YS2 a aumento de 40X y 100X se caracterizaron según el tipo de estructura observada. Se clasificaron según las siguientes nomenclaturas, **A:**Arbuscúlos (Estructuras asociadas a intercambio de nutrientes entre planta y hongo) **AP:** Apresorio (Órgano de fijación y/o anclaje que permite la penetración del hongo en la planta), **E:** Esclerocios (Tejido endurecido y oscuro, resistente a las condiciones desfavorables, capaz de volver a reiniciar el crecimiento vegetativo), **H:** Hifas (Red de filamentos, que conforman la estructura del cuerpo del hongo), **V:**Vesículas (Estructuras asociadas a almacenamiento de reservas, lípidos), **P:** Esporas (Estructura de multiplicación del hongo)

➤ RESULTADOS

Análisis cualitativo

Acacia caven presentó estructuras, como hifas extracelulares e intracelulares (Fig 2. imagen a y b), vesículas (Fig 2, imagen c), arbuscúlos (Fig 2. Imagen d), esclerocios (Fig 2. imagen e) y esporas (Fig 2. imagen f), también fueron encontradas apresorios, por otro lado, también se encontraron estructuras asociadas a épocas desfavorables, como son los esclerocios, los cuales fueron vistos solamente en muestras del sitio quemado. *Lithrea caustica* presenta hifas intracelulares de dos tipos, (Fig 3. imagen a y b) la diferencia entre estas hifas podría implicar una micorrización de dos especies diferentes de micorrizas. Se encontraron en esta especie estructuras como vesículas (Fig 3, imagen d), esporas (Fig 3. imagen e). Ambas especies presentan diferencias en su colonización, *A. caven* presenta una micorrización abundante en lo que respecta a tipos de hifas intra y extracelulares, como también estructuras; por otro lado *L. caustica* presenta hifas ralas y delgadas, escasamente del tipo intracelular, como también poca diversidad de estructuras asociadas a la micorrización.

Parámetros cuantitativos

Efecto Sitio

En *Acacia caven* la intensidad de micorrización no difirió significativamente entre los sitios incendiados y no incendiados ($t=1,75$; $P = 0,941$) (Fig. 4). Por otro lado, el número de vesículas no difirió significativamente entre el sitio incendiado y el no incendiado (Kruskal-Wallis $H=1,75$; $P = 0,246$) (Fig. 5). El número de arbuscúlos presentes en esta especie tampoco difirió significativamente entre los sitios incendiado y no incendiado ($t=0,32$; $P = 0,621$) (Fig. 6). En *Lithraea caustica* la intensidad de micorrización no difirió entre ambos sitios ($t= -1,52$; $P=0,083$) (Fig. 4). El número de vesículas no difirió entre ambos sitios (Kruskal-Wallis $H=0,17$; $P = 0,7619$) (Fig. 5), y el número de arbuscúlos tampoco no difirió entre sitios (Kruskal-Wallis $H=0,27$; $P = 0,99$) (Fig. 6).

Efecto especie

En el sitio no incendiado no se observaron diferencias en la intensidad de micorrización entre *Acacia caven* y *Lithrea caustica* ($t=0,24$; $P= 0,5936$) (Fig. 4). En cambio, el número de vesículas fue significativamente mayor en *A. caven* que en *L. caustica* (Kruskal-Wallis $H= 4,81$; $P<0,0001$) (Fig. 5), al igual que en el caso del número de arbuscúlos (Kruskal-Wallis $H=6,82$; $P=0,008$) (Fig. 6).

En el sitio incendiado no se observaron diferencias entre *Acacia caven* y *Lithrea caustica* en términos de la intensidad de micorrización ($t = 0,24$; $P = 0,591$) (Fig. 4), ni respecto al número de vesículas (Kruskal-Wallis $H=0,17$; $P=0,682$) (Fig. 5), ni para el número de arbuscúlos (Kruskal-Wallis $H=1,84$; $P=0,167$) (Fig. 6).

➤ DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En la actualidad las perturbaciones como los incendios son cada vez más frecuentes en el bosque esclerófilo de Chile central. Es sabido que el fuego puede cambiar radicalmente las propiedades del suelo, y esto a su vez crear cambios en la composición y estructura de microorganismos presentes en el, no obstante, se sabe que los microorganismos del suelo pueden responder rápidamente ante este tipo de perturbaciones.

En los resultados obtenidos de la comparación de sitio quemado versus no quemado no se observaron diferencias significativas, estudios sugieren que los HMA poseen una alta capacidad de resiliencia, pero que sufren cambios a nivel de resistencia, es decir, cambios en su diversidad y

estructura (Rashid et al., 1997; Bellgard et al., 1994; Xiang et al., 2015). A pesar de eso, ambas especies presentaron una colonización promedio mayor al 50% en ambos escenarios.

Cambios significativos se observaron en la composición y estructura de la comunidad de HMA post incendio (Bellgard et al., 1994; Xiang et al., 2015, Longo et al., 2013; Chávez et al., 2020) lo cual podría estar afectando la colonización y su intensidad (Bellgard et al., 1994)

Un factor importante al analizar la presencia y colonización de HMA, es la temporalidad, hay evidencia de no haber cambios significativos en el grado de colonización en diferentes periodos post-fuego, variando desde los 10 meses (Rashid et al., 1997), 1 año (Bellgard et al., 1994) o monitoreos a larga data con monitoreos periódicos (Xiang et al. 2015). Según Rivas (2016) luego de un incendio y la inmediata disminución de glomalina, como consecuencia del estrés, las plantas generan una señal que incita a la colonización micorrízica y la producción de glomalina, seguido posteriormente por un decrecimiento en su actividad. Finalmente, años posteriores, se comienzan a recuperar las micorrizas (Fernández, 2000). Esto sugiere que el efecto del fuego actúa como activador o destructor de la riqueza micológica (Fernández, 2000)

Los cambios en intensidad de colonización observados en *A. caven* y *L. caustica* podrían estar atribuidos a cambios que pudo haber generado la planta y el estrés generado durante el incendio, en lugar a solo cambios en el suelo (Bellgard et al., 1994). Creado así una retroalimentación microorganismos-planta. Según Longo et al. (2013) los cambios que se presentan los HMA después de una perturbación, están ligados íntimamente a la biogeografía de la especie, así como el tipo de ecosistema en que está presente, este argumento también lo sustenta Silva et al. (2018) donde menciona que hay que tener consideración la biología de la especie arbórea. En el caso *L. caustica* que es conocido por tener una baja colonización (Silva et al., 2018), lo cual soporta la opinión que el porcentaje de colonización posiblemente este atribuido a estrategias de la planta ante el estrés (Bellgard et al., 1994).

Podemos concluir que a pesar de que no hubo cambios significativos en los dos escenarios, existe una tendencia a una mayor colonización a la especie *A. caven*, posiblemente debido a las estrategias propias de una especie pionera. Esto podría arrojar dos opciones: primero que nuestros resultados observados muestran la fase de “incentivación” micorrízica, donde se ve aumentada la micorrización, o segundo, que correspondan a una fase de posible “recuperación” de las micorrizas, en función al nivel de colonización que presentan ambas especies.

Es importante conocer la diversidad de HMA que están presentes en ambos escenarios, esa variable podría arrojar más información de cómo se comportan ambas plantas en escenarios post incendio y no incendiados respectivamente. Además de ser una variable respuesta de suma importancia para saber el nivel de salud del suelo y su estado de recuperación post perturbaciones.

Finalmente, una secuencia cronológica después de una perturbación, o un estudio a largo plazo podría ayudarnos a entender de mejor manera la dinámica ecológica de esta interacción biológica, lo cual puede ser una herramienta potente al momento de toma de decisiones en proyectos de restauración ecológica.

REFERENCIAS

- Barcenas-Moreno G, Garcia-Orenes F, Mataix-Solera J, Mataix-Beneyto J, Baath E (2011) Soil microbial recolonisation after a fire in a Mediterranean forest. *Biol Fertil Soils* 47:261–272
- Bellgard, S. E., Whelan, R. J., & Muston, R. M. (1994). The impact of wildfire on vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi and their potential to influence the re-establishment of post-fire plant communities. *Mycorrhiza*, 4(4), 139-146.
- Certini G (2005) Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143:1–10
- Chávez, D., Machuca, Á., Fuentes-Ramirez, A., Fernandez, N., & Cornejo, P. (2020). Shifts in soil traits and arbuscular mycorrhizal symbiosis represent the conservation status of *Araucaria araucana* forests and the effects after fire events. *Forest Ecology and Management*, 458, 117806.
- DeBano, L. F., Neary, D. G., & Ffolliott, P. F. (1998). *Fire's effects on ecosystems*. New York: John Wiley and Sons, Inc. 333 p
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J. M., Lara, A., & Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation*, 130(4), 481-494.
- Fernández F.J (2000). *El fuego y los hongos del suelo*. Centro de Investigaciones Forestales de Lourizán. Apdo. 127.36080. Pontevedra

- Ferrenberg S, O'Neill SP, Knelman JE, Todd B, Duddan S, Nemergut DR (2013) Changes in assembly processes in soil bacterial communities following a wildfire disturbance. *ISME J* 13:1–10
- Giovannetti, M., & Mosse, B. (1980). An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New phytologist*, 84(3), 489-500}
- Guénou R, Vennetier M, Dupuy N, Roussos S, Pailler A, Gros R (2011) Trends in recovery of Mediterranean soil chemical properties and microbial activities after infrequent and frequent wildfires. *Land Degrad Dev* 24:115–128
- Gutiérrez A, J Armesto, M Díaz, A Huth. 2014. Increased drought impacts on temperate rainforests from southern South America: results of a process-based, dynamic forest model. *PLoS ONE* 9(7): 1-15.
- Guzmán-González, S., & Farías-Larios, J. (2005). Biología y regulación molecular de la micorriza arbuscular. *Avances en investigación agropecuaria*, 9(2).
- Hart SC, DeLuca TH, Newman GS, MacKenzie MD, Boyle SI (2005) Post-fire vegetative dynamics as drivers of microbial community structure and function in forest soils. *For Ecol Manag* 220:166–184
- Longo, S., Nouhra, E., Goto, B. T., Berbara, R. L., & Urcelay, C. (2014). Effects of fire on arbuscular mycorrhizal fungi in the Mountain Chaco Forest. *Forest Ecology and Management*, 315, 86-94.
- Moody, J. A. y Martin, D. A. (2009): «Forest fire effects on geomorphic processes», en *Fire effects on soils and restoration strategies* (Cerdà, A. y Robichaud, P. R., coord.). Enfield, Edit. Science Publishers, 41-79
- Neuenkamp L, Prober SM, Price JN, Zobel M, Standish RJ (2018) Benefits of mycorrhizal inoculation to ecological restoration depend on plant functional type, restoration context and time. *Fungal Ecol.* <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2018.05.004>

- Peña-Fernández, E., & Valenzuela-Palma, L. (2008). Incremento de los incendios forestales en bosques naturales y plantaciones forestales en Chile. In Memorias del segundo simposio internacional sobre políticas, planificación y economía de los programas de protección contra incendios forestales: Una visión global (pp. 595-612).
- Phillips JM, Hayman DS. 1970. Improved procedures for clearing and staining parasitic and vesicular arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. Transactions of the British Mycological Society 55: 158-161.
- Rashid, A., Ahmed, T., Ayub, N., & Khan, A. G. (1997). Effect of forest fire on number, viability and post-fire re-establishment of arbuscular mycorrhizae. *Mycorrhiza*, 7(4), 217-220
- Rillig MC, Mummey DL (2006) Mycorrhizas and soil structure. *New Phytol* 171:41–53
- Slik JWF, Verburg RW, Kessler PJA (2002) Effects of fire and selective logging on the tree species composition of lowland dipterocarp forest in East Kalimantan, Indonesia. *Biodivers Conserv* 11:85–98
- Song YY, Zeng RS, Xu JF, Li J, Shen X (2010) Interplant communication of tomato plants through underground common mycorrhizal networks. *PLoS One* 5, e13324
- van der HeijdenMG(2008) The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecol Lett* 11:651
- Wang QK, Zhong MC, Wang SL (2012) A meta-analysis on the response of microbial biomass, dissolved organic matter, respiration, and N mineralization in mineral soil to fire in forest ecosystems. *For Ecol Manag* 271:91–97
- Xiang, X., Gibbons, S. M., Yang, J., Kong, J., Sun, R., & Chu, H. (2015). Arbuscular mycorrhizal fungal communities show low resistance and high resilience to wildfire disturbance. *Plant and Soil*, 397(1-2), 347-356

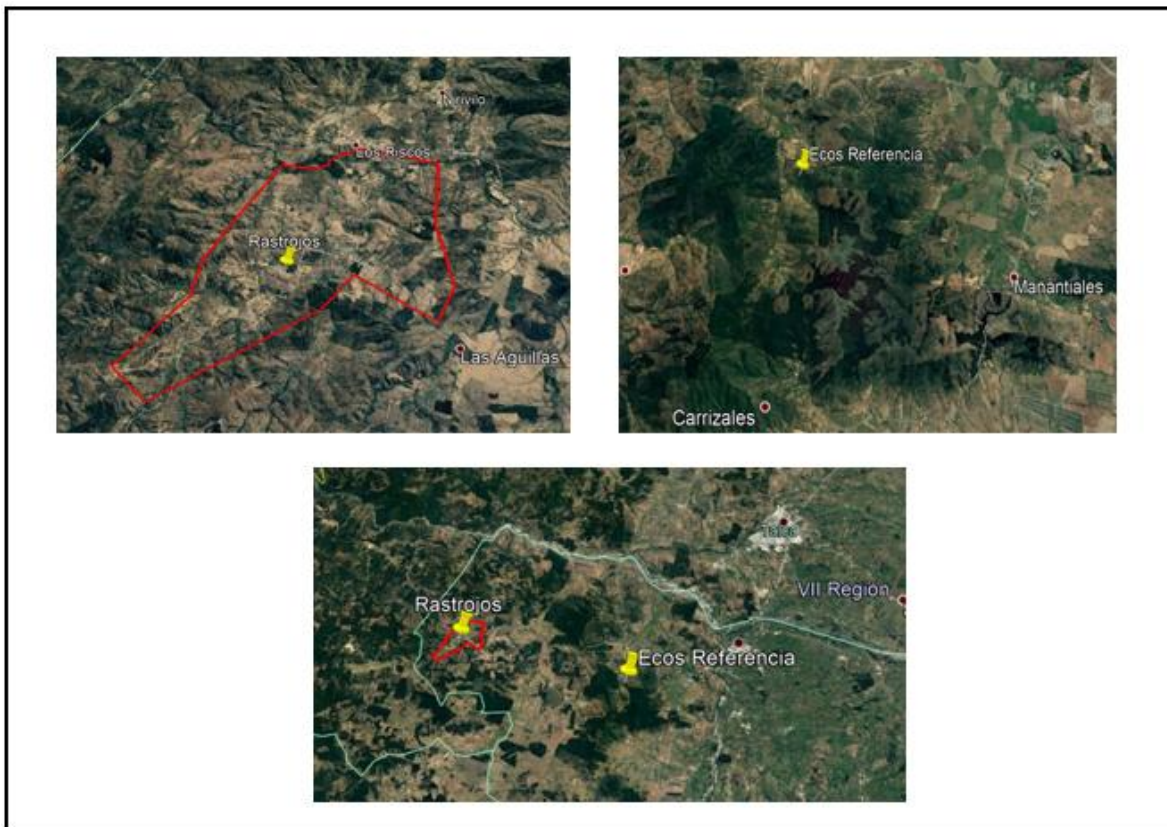


Figura 1. Ubicación geográfica de la localidad de Rastrojos y sitio remanente no incendiado.

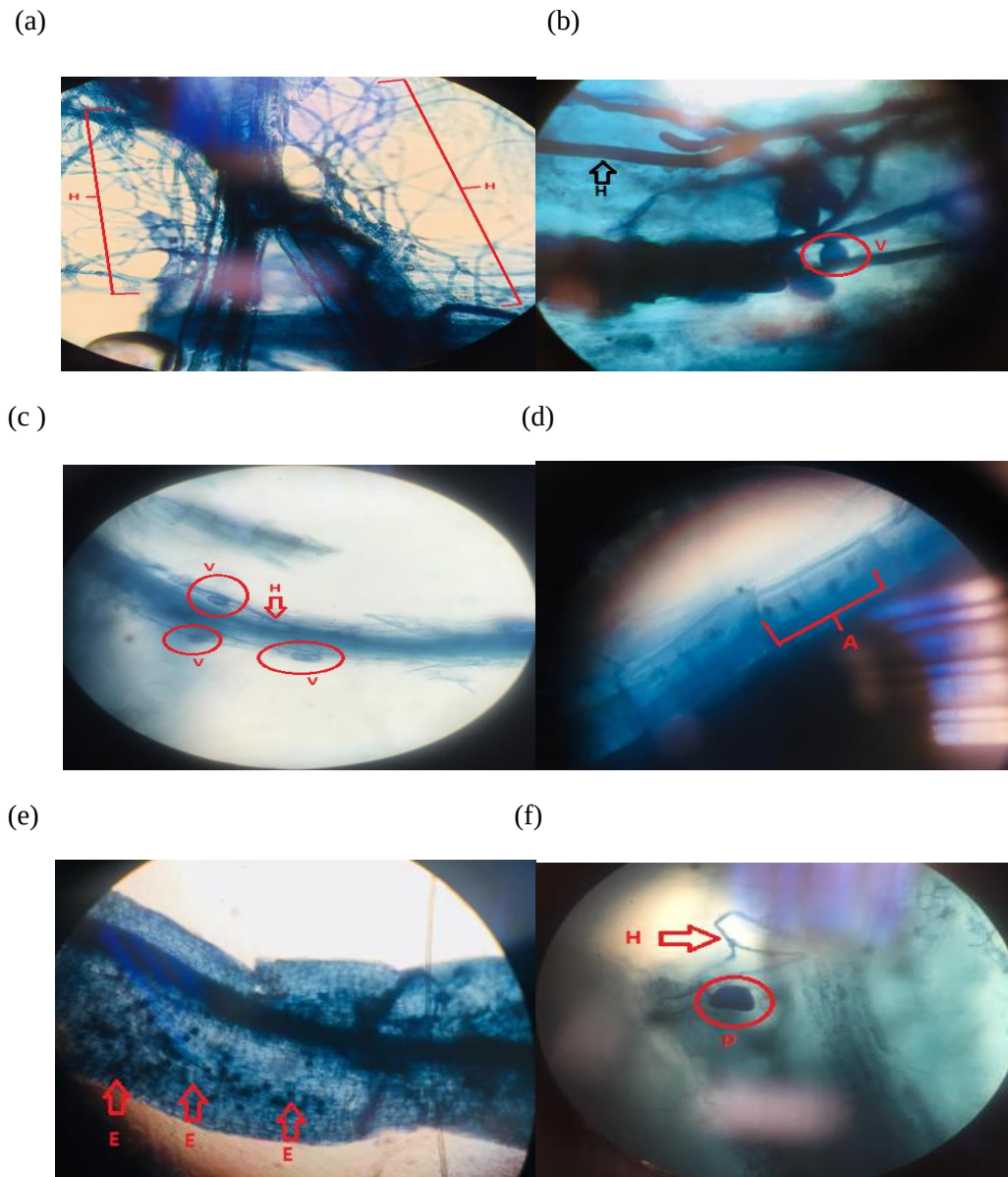
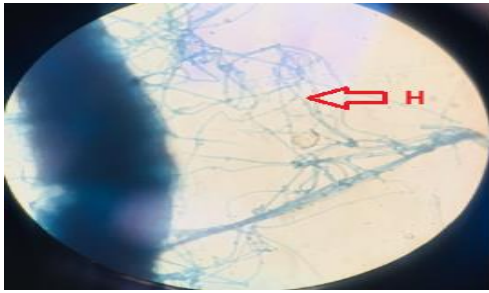
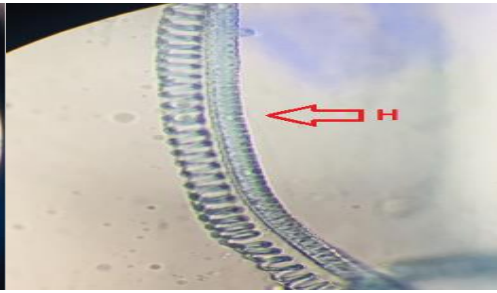


Figura 2. Micorrizas arbusculares en *Acacia caven*. Imagen (a) se pueden observar las hifas [H] aseptadas de tipo extracelular; Imagen (b) se observan hifas [H] intracelulares aseptadas y gruesas, también se puede notar un par de vesículas [V]; Imagen (c), se observan vesículas [V], e hifas [H]; ,Imagen (d) se pueden observar varios arbúsculos al interior de las raicillas ; Imagen (e) conjunto de esclerocios [E]; imagen (f) repesencia de espora [P] e hifa [H].

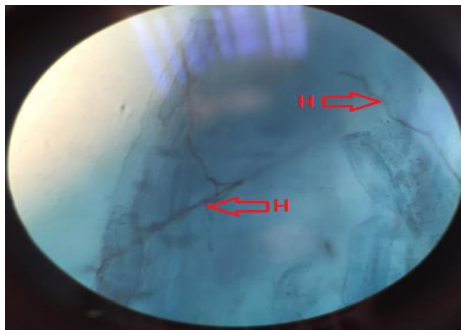
(a)



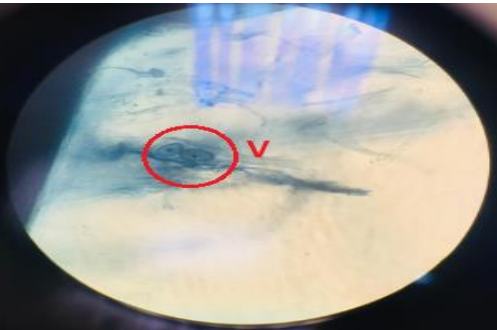
(b)



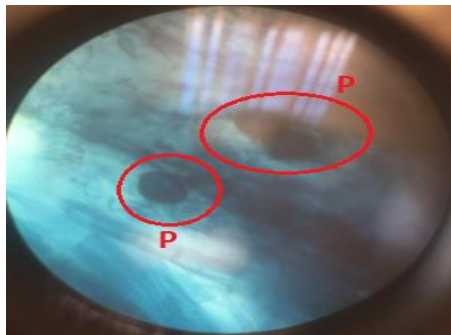
(c)



(d)



(e)



(f)



Fig. 3. Micorrizas arbusculares en *Lithraea caustica*. Imagen (a) se pueden observar un conjunto de hifas [H] extracelulares; Imagen (b) hifas extracelulares espiraladas [H]; Imagen (c) hifas[H] intracelulares; imagen(d) se observan vesículas [H] e hifas [H]; Imagen (e) esporas [P] en el interior de raicillas; imagen (f) hifas intracelulares [H].

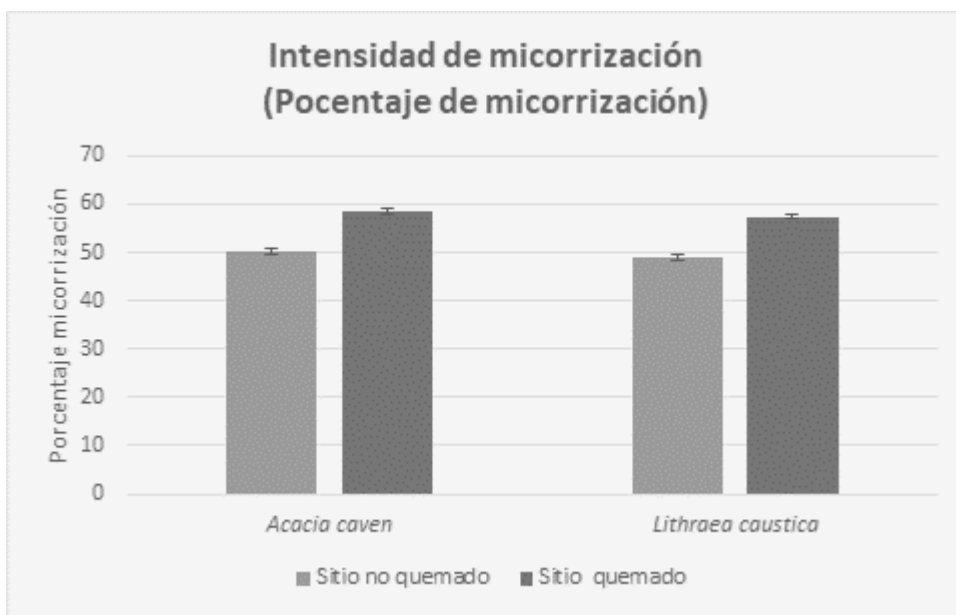


Fig. 4. Intensidad de micorrización en ambas especies por sitio.

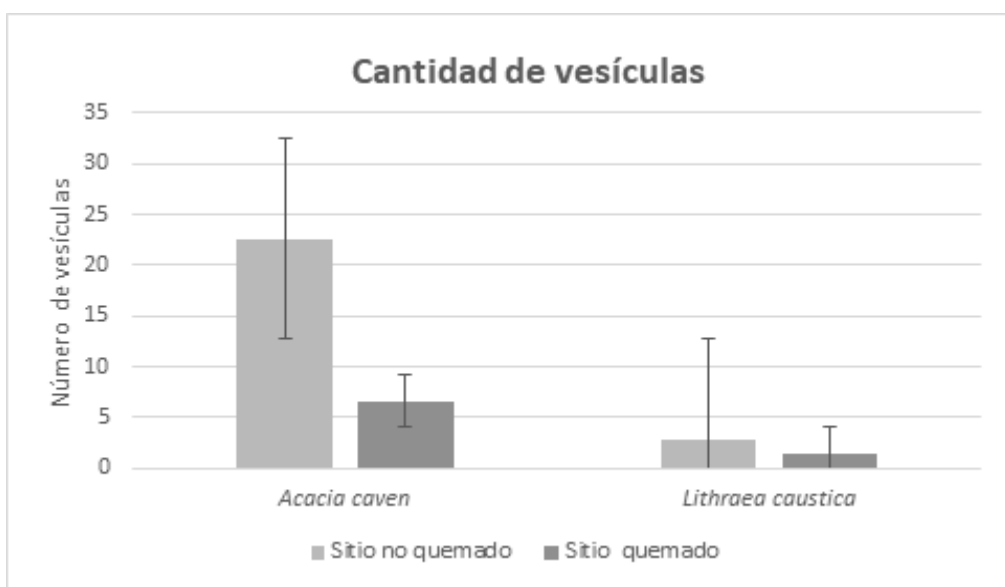


Fig. 5. Número de vesículas por especie en cada sitio.

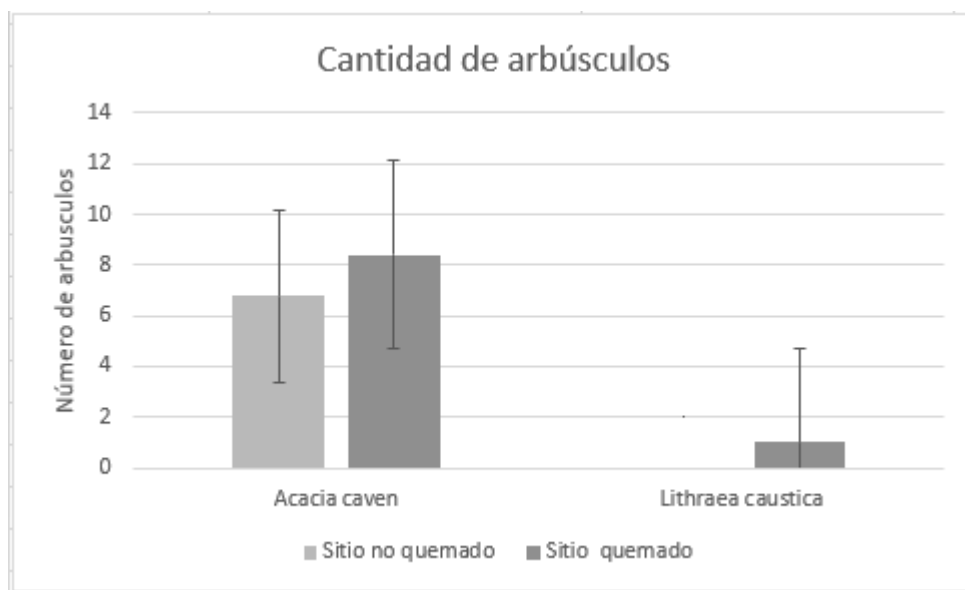


Fig. 6. Número de arbúsculos por especie en cada sitio.

Informe Final Componente

Evaluación de Procesos de Restauración de la Vegetación en Áreas Incendiadas en la Región del Maule

Autor:

Pablo Becerra Osses, Departamento de Ecosistemas y Medio Ambiente, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile

Este informe fue generado en el marco del proyecto **PYT 2017- 0733: *Piloto de Innovación Territorial en Restauración Post Incendio para la Región del Maule 2017-2020***, implementado en la Localidad de Rastrojos, por la Corporación Nacional Forestal (CONAF), con el apoyo de la Fundación para la Innovación Agraria (FIA), bajo la coordinación de la Gerencia de Desarrollo y Fomento Forestal y la Oficina Provincial de Linares de CONAF.

Responsables en CONAF:

Andrés Meza A. (Coordinador Principal); **Eduardo Jara V.** (Coordinador Alterno); **Bárbara Arias R.** (Apoyo Técnico)

Febrero 2021

