

# Dinámica post-incendio de la vegetación en la localidad de Rastrojos, Chile central

Post-fire vegetation dynamic in the locality of Rastrojos, central Chile

Pablo I. Becerra<sup>1,2,3\*</sup>, César Figueroa<sup>1,5</sup> & Andrés Meza<sup>1,4</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ecosistemas y Medio Ambiente, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile, Av. Vicuña Mackenna 4860, Santiago, Chile.

<sup>2</sup>Center of Applied Ecology and Sustainability (CAPEs), Chile.

<sup>3</sup>Centro Nacional de Excelencia para la Industria de la Madera (CENAMAD), Chile.

<sup>4</sup>Corporación Nacional Forestal (CONAF), Chile.

<sup>5</sup>LBC Consultores, Chile.

\*E-mail: pablobecerra@uc.cl

## RESUMEN

Los incendios son un tipo de perturbación frecuente en muchos ecosistemas, con fuertes consecuencias para la vegetación. A pesar de lo común de los incendios en Chile central, pocos trabajos han monitoreado los cambios en la vegetación después de ocurridos. En este trabajo se describe la dinámica de la vegetación en la localidad de Rastrojos, región del Maule, después del mega-incendio ocurrido el verano de 2017 en Chile central. En septiembre de 2018 se muestreó la composición y densidad de la regeneración de especies leñosas, diferenciando si provenían desde semilla o rebrote vegetativo, y la cobertura de estratos vegetacionales leñosa y herbácea, en cuadrantes que volvieron a muestrearse en septiembre de 2020. También se evaluó la abundancia de individuos adultos sobrevivientes al incendio. Se observó una rápida, diversa y abundante regeneración vegetativa después del incendio. La regeneración desde semilla, aunque presente, fue menor en riqueza y densidad. La cobertura leñosa y herbácea mostraron una rápida recuperación post-incendio. Si bien se produjo un pulso inicial importante de recuperación de la vegetación, después de un año y medio desde el incendio, la diversidad, abundancia y cobertura dejaron de aumentar, sugiriendo un estancamiento de la recuperación. Sólo la abundancia de especies exóticas leñosas continuó aumentando con el tiempo post-incendio. Nuestros resultados sugieren que la vegetación leñosa se recupera rápidamente después de incendios, mayoritariamente desde regeneración vegetativa. Proponemos que la restauración post-incendio en Chile central debe basarse principalmente en estrategias pasivas, aunque se requiere enriquecimiento en sitios abiertos sin rebrote vegetativo.

**Palabras clave:** clima de tipo Mediterráneo, incendios, regeneración, restauración, sucesión.

## ABSTRACT

Fires are a frequent type of disturbance in many ecosystems, with strong consequences for vegetation. Despite the common nature of fires in central Chile, few studies have monitored changes in vegetation after they have occurred. This work describes the dynamic of the vegetation in the town of Rastrojos, Maule region, after the mega-fire that occurred in the summer of 2017 in central Chile. In September 2018, the composition and density of the regeneration of woody species were sampled, differentiating whether they came from seed or vegetative resprout, and the coverage of woody and herbaceous layer, in quadrants that were sampled again in September 2020. It was also evaluated the abundance of adult

individuals surviving the fire. Rapid, diverse and abundant vegetative regeneration was observed after the fire. Regeneration from seed, although present, was lower in richness and density. The woody and herbaceous cover showed a rapid post-fire recovery. Although there was an important initial pulse of recovery of the vegetation, after a year and a half since the fire, the diversity, abundance and cover stopped increasing, suggesting a stagnation of the recovery. Only the abundance of woody alien species continued to increase with post-fire time. Our results suggest that woody vegetation recovers quickly after fires, mostly from vegetative regeneration. We propose that post-fire restoration in central Chile should be based mainly on passive strategies, although enrichment is required in open sites without vegetative regrowth.

**Keywords:** fires, Mediterranean-type region, restoration, succession, vegetation regeneration.

## INTRODUCCIÓN

El fuego es un tipo de perturbación de amplia ocurrencia a nivel mundial, que puede modificar fuertemente las comunidades, ecosistemas y paisajes (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, especialmente en áreas donde el cambio climático generará un aumento en la aridez (Flannigan *et al.* 2009). Por ello, es importante conocer las capacidades de las especies y comunidades para recuperarse después de incendios, con el fin de determinar la necesidad y tipo de acciones adecuadas de restauración post-incendio.

La recuperación de la vegetación nativa post-incendio puede ser muy variable, dependiendo de diversos factores. Un primer factor importante es la adaptación de la flora a los incendios, por ejemplo, para germinar, rebrotar vegetativamente desde raíces o tocones, o sobrevivir a éstos (Pausas *et al.* 2008). También es relevante para el establecimiento de vegetación post-incendio, la cercanía a fuentes de propágulos del área incendiada (Bond & Keeley 2005), las condiciones bióticas resultantes del incendio que influyan en la regeneración tales como cobertura vegetal, herbívoros, plantas competidoras que colonicen el área (Bond & Van Wilgen 1996, Keeley *et al.* 2005), y condiciones abióticas del área incendiada tales como clima (Harvey *et al.* 2016; Liu 2016), posición topográfica (Wittenberg *et al.* 2007), y variables edáficas (Puig-Gironès *et al.* 2017). Debido a que los incendios reducen la abundancia de vegetación nativa, frecuentemente favorecen la invasión de especies exóticas (D'Antonio 2000). Sin embargo, al igual que el caso de las especies nativas, el nivel de invasión post-incendio de especies exóticas puede depender de diferentes factores bióticos y abióticos (D'Antonio 2000, Calviño-Cancela *et al.*

2018). Las plantas que primero se establecen después de un incendio, o que sobreviven a uno, así como la regeneración que sigue ocurriendo años posteriores, están sometidas a cambios rápidos en las condiciones bióticas y abióticas que ocurren con el transcurso del tiempo post-incendio (Bond & Van Wilgen 1996). Por ejemplo, el incremento de la cobertura vegetal a medida que transcurre el tiempo después del incendio puede influir en cómo se produce el nuevo reclutamiento de plantas, o los individuos adultos sobrevivientes al incendio pueden ir incrementando su nivel de reproducción con el tiempo (Fournier *et al.* 2020). En consecuencia, es relevante no sólo evaluar la regeneración en un momento determinado después de un incendio, sino también conocer qué ocurre posteriormente con estas plantas y la dinámica de la vegetación a medida que transcurre el tiempo post-incendio.

Los ecosistemas de clima tipo mediterráneo (ETM), es decir, la cuenca del Mediterráneo, California (USA), Chile central, Sudáfrica y el suroeste de Australia, comparten un régimen climático de precipitaciones invernales con temperaturas suaves, alternado con sequías estivales y temperaturas altas (Keeley 2012). En estas regiones se produce un crecimiento de la vegetación herbácea, especialmente de hierbas anuales, las cuales al morir en verano, generan grandes cargas de combustible, 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, al menos desde el Plioceno (Keeley *et al.* 2012). Estas condiciones han inducido estrategias adaptativas morfológicas, fisiológicas, fenológicas y ecológicas específicas en varias especies vegetales (Rundel 1998, Keeley 1995, Bradshaw *et al.* 2011), 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 (Bond & Keeley 2005). Aunque en todas las ETM la frecuencia de incendios ha aumentado debido a actividades humanas, Chile Central se diferencia de los demás ETM porque su régimen actual de incendios es reciente (Holoceno) (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 los relámpagos (Montenegro *et al.* 2003). No obstante, 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). Úbeda & Sarricolea (2016) sostienen que el número de incendios ha aumentado significativamente a nivel nacional desde 1985, aunque al mismo tiempo el número de hectáreas incendiadas se ha mantenido relativamente estable. En las últimas décadas diversos trabajos han estudiado el comportamiento de la vegetación de Chile central frente a incendios. Por ejemplo, es conocido que varias especies (aunque no es conocida la proporción respecto del total de la flora regional) tienen la capacidad para rebrotar desde tocones o raíces sobrevivientes después de incendios (Montenegro *et al.* 1983, 2004). También es conocido que las semillas de una mayoría de especies leñosas son afectadas negativamente por el fuego, aunque la germinación de algunas pocas es estimulada (Gómez-González *et al.* 2017). Segura *et al.* (1998) observaron una fuerte reducción en la regeneración desde semilla bajo arbustos cuando éstos se queman con alta intensidad, probablemente debido a la reducción de la sombra y/o muerte del banco de semillas. Promis *et al.* (2019), aunque en una condición un poco más húmeda que la de un bosque esclerófilo (bosque de Hualo, *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser de la región del Maule), documentaron una alta densidad de regeneración vegetativa de varias especies leñosas típicas de Chile central, y en una menor diversidad de especies también regeneración desde semillas. Por otro lado, los incendios también han beneficiado la invasión de hierbas y arbustos exóticos (Pauchard *et al.* 2008, Contreras *et al.* 2011, Gómez-González *et al.* 2011) en Chile central. Smith-Ramírez *et al.* (2021) observaron que la cobertura como regeneración

de la vegetación se recupera más rápido en sitios que se han incendiado menos veces. A pesar de este aumento del conocimiento en cuanto a la respuesta post-fuego de la vegetación en Chile central, aún es pobremente conocida la dinámica de la vegetación a lo largo del tiempo post-incendio.

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 55% de la superficie total incendiada (518.174 ha) correspondió a plantaciones forestales (principalmente de *Pinus radiata*), un 20% a bosque nativo y un 18% a praderas y matorrales (CONAF 2017). Los ecosistemas naturales de Chile central 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, pero a su vez por la constante amenaza debido a incendios, 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).

El objetivo de este estudio es describir la dinámica de la vegetación posterior al mega incendio del año 2017. Específicamente, se evalúan los cambios en diversidad y abundancia de especies leñosas, nativas y exóticas, así como de la cobertura leñosa y herbácea, después del incendio. El estudio se desarrolló en la localidad de Rastrojos, en la vertiente oriental de la Cordillera de la Costa de la región del Maule, la cual es representativa de las condiciones de hábitat y uso del suelo de la zona central de Chile.

## 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 es una zona rural conformada por aproximadamente 70 familias, y cuenta con una superficie de 1.799,4 ha, la cual correspondió al área total del estudio, ubicada entre las latitudes 35°34'34,9" - 35°36'35,1" (Fig. 1). Rastrojos se caracteriza por poseer una importante heterogeneidad topográfica, aunque no se presentan cerros de gran altitud. Es posible diferenciar fondos de quebrada con formaciones de bosque nativo, laderas de exposición norte, noroeste, noreste con matorral nativo, laderas de exposición sur, suroeste, sureste con matorral arborescente nativo, y áreas planas con vegetación nativa degradada, especialmente espinales, en conjunto alcanzando 650,14 ha (Veliz 2019).

También se presentan plantaciones forestales exóticas de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* con una superficie total de aproximadamente 521,94 ha (Veliz 2019). Sin embargo, el uso de la tierra dominante en la localidad es agrícola (Veliz 2019). 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). Existe evidencia, basada en fecas y observación directa, de la presencia de herbívoros tales como ganado doméstico y conejo europeo (CONAF 2021).

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 423,4 mm hasta fines de agosto del año 2020, siendo los meses de mayo a agosto los más lluviosos (Center for Climate and Resilience Research 2020).

#### PARÁMETROS VEGETACIONALES EVALUADOS

La evaluación de la dinámica de la vegetación después del incendio del año 2017 se enfocó en los parámetros vegetacionales de riqueza de especies, abundancia total de

individuos, cobertura de estrata leñosa y cobertura de estrata herbácea. La evaluación de la vegetación se realizó en dos momentos diferentes (septiembre de 2018 y septiembre de 2020) para explorar la velocidad de su recuperación. La evaluación de la riqueza de especies y abundancia de plantas se desarrolló subdividiendo las plantas en dos clases de tamaño de acuerdo a su altura: <0,5 m y entre 0,5-2 m. Se usaron estas dos clases debido a que todas las plantas nuevas que aparecieron después del incendio presentaron tamaños menores a 2 m de altura. Esta altura se subdividió en dos rangos para explorar las tasas de crecimiento en altura de la vegetación después del incendio. La presencia de plantas que en las fechas de monitoreo han superado 0,5 m de altura indicaría un crecimiento y avance en altura de la vegetación post-incendio en esos periodos de tiempo. Una cantidad muy reducida de plantas del rango 0,5-2 m, fueron sobrevivientes del incendio, identificadas por rebrotes tanto del follaje como de tocones o base de fustes quemados. No se observaron plantas <0,5 m sobrevivientes al incendio, es decir, con presencia de rebrotes del follaje. Las plantas correspondientes a clase de tamaño <0,5 el año 2018 son aquellas recién reclutadas o rebrotadas después del incendio. Las plantas

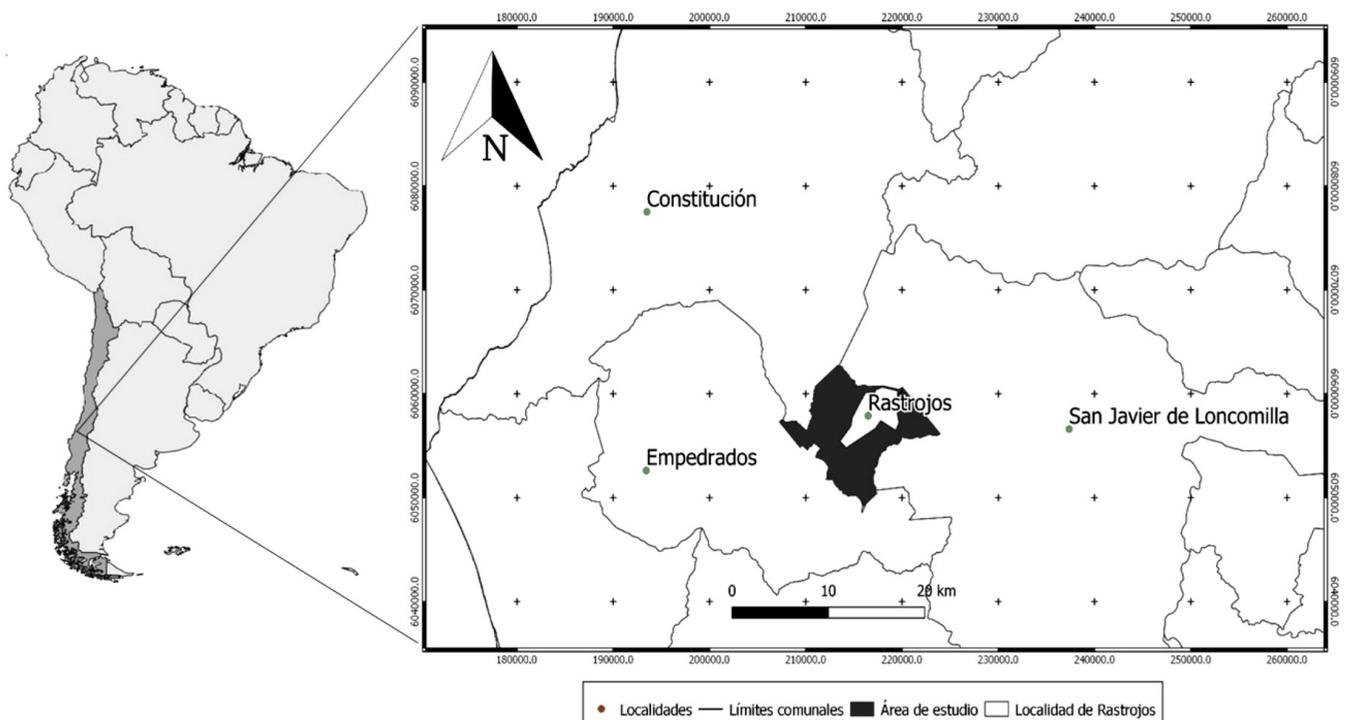


FIGURA 1. Ubicación del área de estudio y de la localidad de Rastrojos, Región del Maule. / Location of the study area and of locality of Rastrojos.

de la clase 0,5-2 m observadas el año 2018 corresponden a aquellas recién reclutadas o rebrotadas después del incendio y que crecieron en altura lo suficientemente rápido como para superar 0,5 m en esa fecha. Las plantas de la clase <0,5 m observadas el año 2020 son aquellas que reclutaron o rebrotaron después del monitoreo de septiembre del año 2018, o previo a éste (pero después del incendio) con una baja tasa de crecimiento en altura que no les permitió superar 0,5 m antes de septiembre 2020. Las plantas de la clase 0,5-2 m observadas el año 2020 corresponden a aquellas que reclutaron o rebrotaron previo al monitoreo del año 2018 (pero después del incendio) y que superaron 0,5 m antes del monitoreo del 2020, o que reclutaron o rebrotaron después del año 2018 y que crecieron lo suficientemente rápido en altura como para superar 0,5 m antes de septiembre de 2020. Adicionalmente, se evaluaron plantas sobrevivientes al incendio, todas las cuales presentaron alturas >2 m. A estas plantas se les clasificó por su diámetro a la altura del pecho (DAP) en diferentes clases de tamaño. Por otro lado, la evaluación de la cobertura leñosa se realizó clasificándola en dos estratas (1-2 m y >2 m).

#### PROTOCOLO DE MUESTREO

Para muestrear y cuantificar estos parámetros se levantaron parcelas de 5 x 10 m, cuya ubicación fue georreferenciada para volver a revisarla en el segundo monitoreo realizado. En cada parcela se registraron los siguientes datos, tanto el año 2018 como 2020: número de vástagos (ramets) provenientes de rebrotes (regeneración vegetativa), independiente del número de tocones (genets) de los que provengan, y número de individuos provenientes de germinación desde semilla (regeneración sexual), correspondientes a cada clase de tamaño. Los vástagos pueden ser reconocidos porque surgen normalmente como grupo desde tocones. Los individuos provenientes de semilla surgen desde el suelo de manera aislada y poseen un sistema radicular único. En casos dudosos se procedió a excavar la base de cada individuo de manera de detectar si provienen de un sistema radicular compartido o único. Los individuos sobrevivientes al incendio se evaluaron sólo el año 2020 de manera de lograr mayor certidumbre respecto de la sobrevivencia de los individuos después del incendio. El año 2018, en muchos individuos aún no era claro si habían sobrevivido o no. Para esto, en cada parcela se registró el número de individuos vivos mayores a 2 m de alto (de manera de asegurarse que eran individuos presentes previo al incendio), a los cuales se les midió su DAP (diámetro a la altura del pecho). Se consideró como individuos diferentes a aquellos separados bajo 1,3 m de altura, incluso si provenían de un solo tocón. También se registraron los individuos en pie, pero sin rebrotes de follaje en la copa que demostraran su

sobrevivencia al incendio, a los cuales también se les registró su DAP. La cobertura leñosa se cuantificó a través del método de intercepto de puntos, registrando a lo largo del perímetro de la parcela 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 parcela se instalaron subparcelas de 0,5 x 0,5 m cada 2 m (15 subparcelas en total), en las cuales se midió visualmente la cobertura (%) de la estrata herbácea, para luego calcular una cobertura promedio por parcela entre las 15 subparcelas.

Dentro del área de estudio se presentaron diferentes condiciones topográficas. Debido a que diferentes condiciones topográficas producen distinta composición, estructura y dinámica de la vegetación en Chile central (Armesto & Martínez 1978, Fuentes *et al.* 1984, Armesto & Pickett 1985), todo el análisis de los cambios en la vegetación post-incendio se desarrolló por separado para las diferentes condiciones de hábitat topográfico observado en la localidad con presencia de vegetación natural. Se excluyeron plantaciones forestales y cultivos agrícolas. Para esto, con base en imágenes satelitales de Google Earth previas al incendio, 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), que presentaron vegetación nativa variable entre matorral y matorral arborescente; laderas de exposición predominantemente sur (sur, suroeste, sureste) (en adelante laderas méxicas), que presentaron matorral arborescente; laderas de exposición predominantemente norte (norte, noroeste, noreste) (en adelante laderas xéricas), con vegetación que varió entre matorral arborescente y matorral semi-abierto, y áreas planas con espinal de *Acacia caven*. En cada tipo de hábitat se levantaron 3 parcelas de muestreo, ubicadas en sitios representativos de cada uno, y que hayan mostrado evidencia clara (presencia de ramas, plantas enteras y suelo quemado o carbonizado) de haber sido afectadas por el incendio del año 2017.

#### ANÁLISIS DE DATOS

En cada parcela 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 (de semilla y vegetativa) y por cada clase de tamaño. Adicionalmente, se calculó un valor de abundancia de individuos > 2 m de alto por especie. Para esto, los individuos mayores a 2 m de altura se dividieron en 3 clases de tamaño en función del diámetro a la altura del pecho (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 extrapola a 1 ha.

## RESULTADOS

### REGENERACIÓN PROVENIENTE DE SEMILLAS

Combinando todos los hábitats y clases de tamaño, el año 2018 se observaron 12 especies nativas leñosas y una exótica, mientras que el año 2020 se observaron 14 especies nativas y 2 exóticas, regenerando desde semilla (Tabla 1). En especies nativas, los valores de abundancia de la regeneración desde semilla por especie variaron en promedio entre 0 y 14,3 plantas por parcela en la clase de tamaño <0,5 m, y entre 0 y 11,3 en la clase de tamaño 0,5-2 m, en los años monitoreados y hábitats estudiados (Tabla 1). Las especies nativas que destacan por su abundancia y presencia en un mayor número de hábitats fueron *Maytenus boaria*, *Escallonia illinita* y *Colliguaja dombeyana* (Tabla 1). Sin embargo, la especie exótica *P. radiata* fue la que presentó los mayores valores de regeneración, alcanzando en promedio 18,7 plantas por parcela en la clase de tamaño <0,5 m y 16 en la clase 0,5-2 m, ambas en el hábitat de Cárcava (Tabla 1). Por otro lado, en la clase de tamaño < 0,5 m, todos los hábitats presentaron especies regenerando desde semilla, tanto el año 2018 como 2020 (Fig. 2A,B). En la clase de tamaño 0,5-2 m, la mayoría de los hábitats, excepto el de Ladera méstica ambos años, y el de Áreas planas el año 2018, presentaron especies regenerando desde semilla (Fig. 2A,B).

En general no se observaron diferencias importantes en la riqueza de especies regenerando desde semilla entre el año 2018 y 2020. Los únicos aumentos relativamente importantes ocurrieron en el hábitat de Ladera xérica en ambas clases de tamaño, pero en magnitudes de menos de una especie por parcela (Fig. 2A). También se observó una reducción en la riqueza de especies desde el año 2018 al 2020 en la clase de tamaño <0,5 m en el hábitat de Fondo de quebrada en una magnitud cercana a dos especies por parcela. No se observó un cambio generalizado en la abundancia de plantas regenerando desde semilla entre el año 2018 y 2020 en las diferentes clases de tamaño y hábitats. Sin embargo, hubo algunos aumentos importantes de abundancia desde el primer al segundo monitoreo, tales como en la clase de tamaño <0,5 m en el hábitat de Ladera xérica, y en la clase de tamaño 0,5-2 m en el hábitat de Fondo de quebrada (Fig. 2B).

En todos los hábitats, excepto el de Áreas planas, las especies exóticas presentaron regeneración desde semilla (Fig. 3A,B). Sólo en el hábitat de Cárcava se observó un

aumento en aproximadamente una especie exótica por parcela desde el año 2018 al 2020 en la clase de tamaño 0,5-2 m (Fig. 3A). La abundancia de la regeneración de especies exóticas presentó un aumento desde el año 2018 al 2020 en la clase de tamaño 0,5-2 m en los hábitats de Cárcava y Ladera xérica, mientras que, en estos mismos hábitats, pero en la clase de tamaño <0,5 m, se observó una reducción de la abundancia entre el año 2018 y 2020 (Fig. 3B).

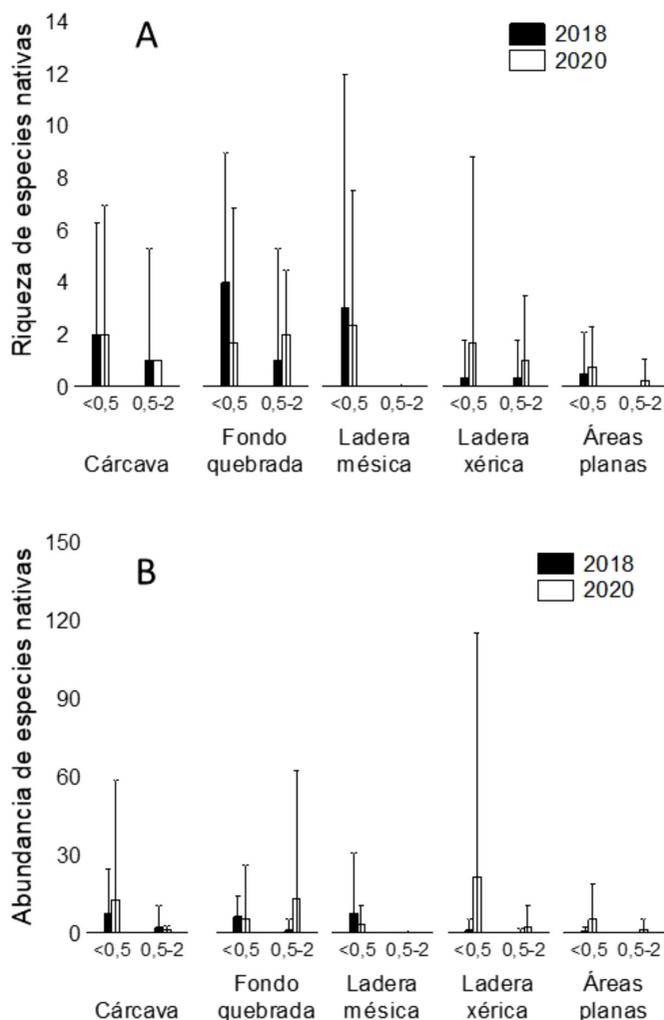


FIGURA 2. Riqueza de especies y abundancia (N° ind) por parcela (media  $\pm$  95% IC) de la regeneración vía semilla de especies leñosas nativas por cada clase de tamaño y año de monitoreo en los diferentes tipos de hábitats. / Abundance (N° ind./plot) and species richness (mean  $\pm$  95% IC) of the sexual regeneration of native woody species per each size class and monitoring year in the different types of habitats.

**TABLA 1.** Composición de especies leñosas regenerando vía semillas en cada tipo de hábitat, por especie y clase de tamaño los años 2018 y 2020. Se indica el promedio del número de plantas por parcela. \*Especie exótica. / Composition of woody species regenerating via seeds in each type of habitat, by species and size class, observed during 2020. The mean number of plants per plot is indicated. \* indicates \*Exotic species.

Especies	Año	Cárcava		Fondo quebrada		Ladera méstica		Ladera xérica		Áreas planas	
		<0,5	0,5-2	<0,5	0,5-2	<0,5	0,5-2	<0,5	0,5-2	<0,5	0,5-2
Individuos <0,5m		<0,5	0,5-2	<0,5	0,5-2	<0,5	0,5-2	<0,5	0,5-2	<0,5	0,5-2
<i>Aristotelia chilensis</i> (Molina) Stuntz	2018	0,7	0	1	0	2,3	0	0	0	0	0
	2020	0	0	0	0,3	0,3	0	0,3	0,3	0	0
<i>Azara dentata</i> Ruiz & Pav.	2018	0	0	0,7	0	0	0	0	0	0	0
	2020	0,3	0	0	0	0,3	0	0	0	0	0
<i>Azara integrifolia</i> Ruiz & Pav.	2018	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2020	0	0	0,7	0,3	0	0	0	0	0	0
<i>Baccharis linearis</i> Ruiz & Pav.	2018	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0
	2020	0,3	0	0	0	0	0	1,7	0,3	0	0
<i>Berberis chilensis</i> Gillies ex Hook. & Arn.	2018	0,3	0	1,7	0	1	0	0	0	0	0
	2020	0	0	0	0	0	0	0,7	0	0	0
<i>Colliguaja dombeyana</i> A. Juss.	2018	3,7	0,3	0,3	0	0	0	0	0	0	0
	2020	0,3	0	2,7	11,3	0	0	0	0	0	0
<i>Colliguaja odorifera</i> Molina	2018	0	0	0,3	0,3	0	0	0	0	0	0
	2020	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Escallonia illinita</i> C. Presl	2018	1,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2020	10	0	0,3	0	1	0	0	0	0,3	0
<i>Lithrea caustica</i> (Molina) Hook. & Arn.	2018	0	0	0	0	0,3	0	0	0	0,3	0
	2020	0	0	1	0	0	0	4,7	0	0	0
<i>Luma apiculata</i> (DC.) Burret	2018	0	0	0	0	0,3	0	0	0	0	0
	2020	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Maytenus boaria</i> Molina	2018	1,7	0	0	0,3	0	0	0	0	0	0
	2020	0,7	0,7	0	0,7	0,7	0	14,3	1,7	5	1,3
<i>Muehlenbeckia hastulata</i> (Sm.) I.M. Johnst.	2018	0	0	0,3	0	0	0	0	0	0	0
	2020	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Peumus boldus</i> Molina	2018	0	0	0,3	0	0,3	0	0	0	0	0
	2020	0	0	0,7	0	0,7	0	0	0	0	0
<i>Proustia pyrifolia</i> DC.	2018	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2020	1	0,7	0	0	0,3	0	0	0	0	0
<i>Pinus radiata</i> D. Don. *	2018	18,7	0	3,7	0	0	0	12,3	0	0	0
	2020	2,7	16	0,3	0	0,3	0	0	11	0	0
<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera	2018	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2020	0	0	0	0,3	0	0	0	0	0	0
<i>Teline monspessulana</i> (L.) K. Koch *	2018	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2020	0	0,7	0	0	0	0	0	0	0	0

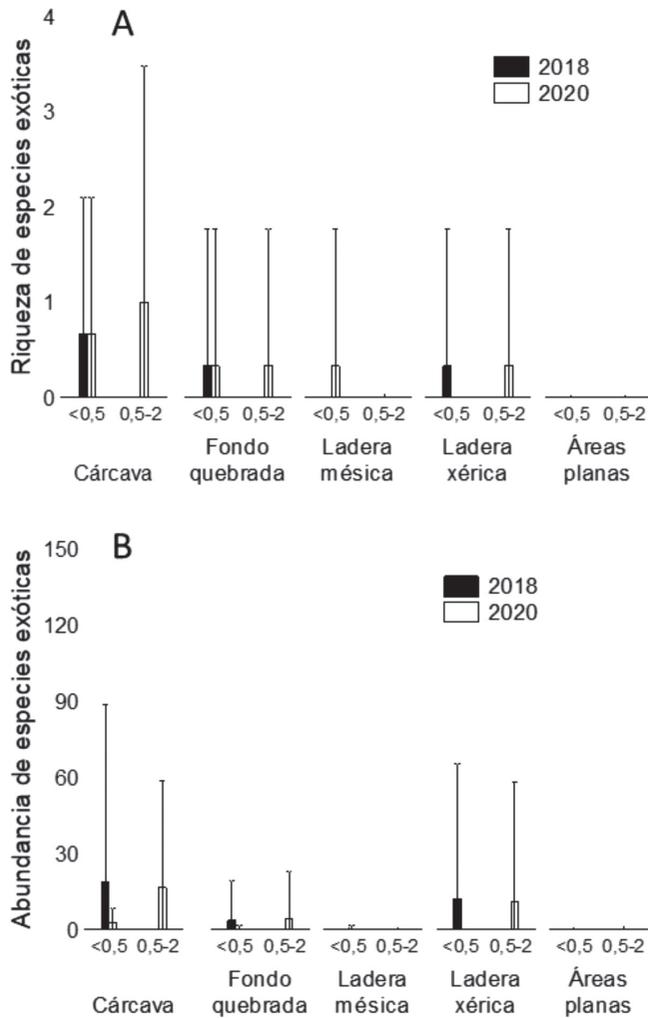


FIGURA 3. Riqueza de especies y abundancia (N° ind./parcela) (media ± 95% IC) de la regeneración vía semilla de especies leñosas exóticas por cada clase de tamaño y año de monitoreo en los diferentes tipos de hábitats. / Abundance (N ° ind./plot) and species richness (mean ± 95% IC) of the sexual regeneration of exotic woody species per each size class and monitoring year in the different types of habitats.

**REGENERACIÓN VEGETATIVA DE ESPECIES LEÑOSAS**

Combinando todos los hábitats y clases de tamaño, el año 2018 se observaron 14 especies nativas leñosas y 2 exóticas, mientras que el año 2020 se observaron 16 especies nativas y 1 exótica, regenerando vegetativamente (Tabla 2). En especies nativas, los valores de abundancia de la regeneración vegetativa fueron considerablemente mayores que los observados en la regeneración desde semilla, variando en promedio, entre 0 y 34,3 plantas por parcela y por especie en la clase de tamaño <0,5 m, y entre 0 y 157,3 en la clase de tamaño 0,5-2 m en los años monitoreados y hábitats

estudiados (Tabla 2). Las especies nativas que presentaron en general mayor abundancia de regeneración vegetativa y se presentaron en una mayor cantidad de hábitats fueron *Acacia cavendishii*, *Baccharis linearis*, *Berberis chilensis*, *Azara integrifolia*, *Colliguaja dombeyana*, *Escallonia illinita*, *Lithrea caustica* y *Peumus boldus* (Tabla 2). Las especies exóticas presentaron valores de regeneración vegetativa menores que las especies nativas, alcanzando un máximo de 7 plantas por parcela en promedio en la clase de tamaño 0,5-2 m en *R. rubiginosa* en el hábitat de Fondo de quebrada (Tabla 2). Por otra parte, todos los hábitats presentaron especies regenerando vegetativamente, con plantas en ambas clases de tamaño (Fig. 4A,B).

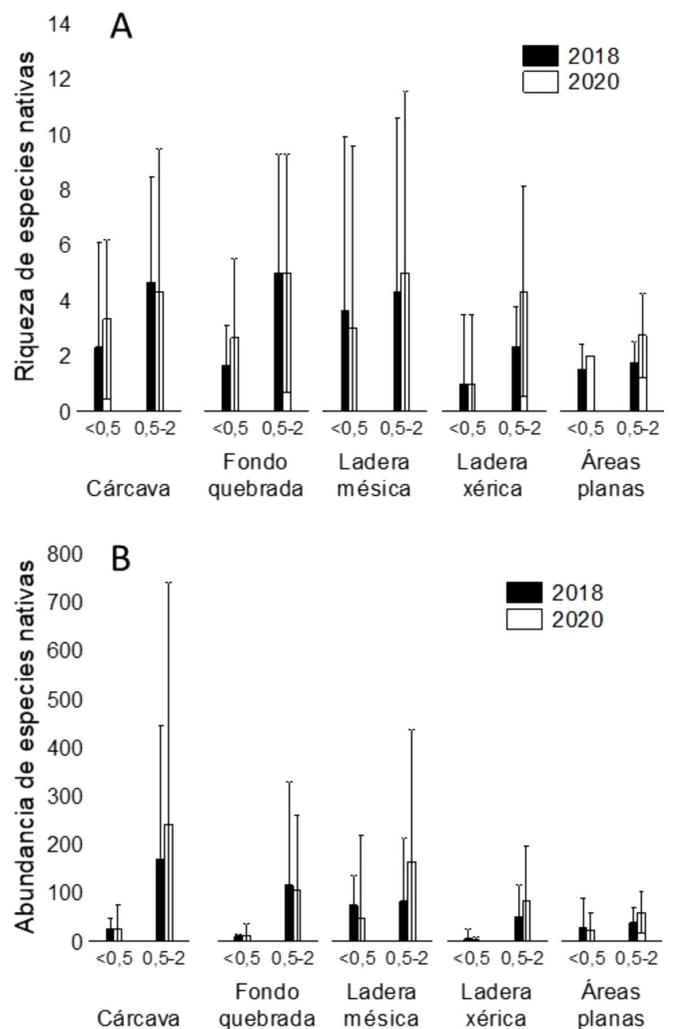


FIGURA 4. Riqueza de especies y abundancia (N° ind./parcela) (media ± 95% IC) de la regeneración vegetativa de especies leñosas nativas por cada clase de tamaño y año de monitoreo en los diferentes tipos de hábitats. / Abundance (N ° ind./plot) and species richness (mean ± 95% IC) of the vegetative regeneration of native woody species per each size class and monitoring year in the different types of habitats.

**TABLA 2.** Composición de especies leñosas regenerando vegetativamente en cada tipo de hábitat, por especie y clase de tamaño, los años 2018 y 2020. Se indica el promedio del número de plantas por parcela. \*Especie exótica. / Composition of woody species regenerating via resprouting in each type of habitat, by species and size class, during 2020. The mean number of plants per plot is indicated. \*Exotic species.

Especies		Cárcava		Fondo quebrada		Ladera méstica		Ladera xérica		Áreas planas	
		<0,5	0,5-2	<0,5	0,5-2	<0,5	0,5-2	<0,5	0,5-2	<0,5	0,5-2
<i>Acacia caven</i> (Molina) Molina	2018	0	0	0	0	0	7	0	0	22,3	16
	2020	0	0	0	0	0	3,7	0	0,7	10	12
<i>Aristotelia chilensis</i> (Molina) Stuntz	2018	0	32,3	0	3,3	0	2	0	0	0	0
	2020	0,3	5,3	0	2,7	1,3	4,3	1,3	0	0	0
<i>Azara integrifolia</i> Ruiz & Pav.	2018	3,3	9,7	0	22,7	17	27,7	0	0	0	0
	2020	0	4,7	1	12,3	6,3	22	0,7	2,3	0	1
<i>Baccharis linearis</i> Ruiz & Pav.	2018	0	0	0	0	34,3	5	4	0	5	15,5
	2020	0	1	0	0	0	33,3	0	40,3	4,5	33,3
<i>Berberis chilensis</i> Gillies ex Hook. & Arn.	2018	0	0	6,3	18,3	5	0	0	3	0	0
	2020	2,7	2,7	8,7	17,3	2,7	9,3	0	3	8,5	0
<i>Colliguaja dombeyana</i> A. Juss.	2018	11,7	53,7	0	30	4,3	7	0	0	0	0
	2020	6,3	157,3	0	38	0	26	0	0	0	0
<i>Colliguaja odorifera</i> Molina	2018	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2020	0	0	0,7	0	0	0	0	0	0	0
<i>Escallonia illinita</i> C. Presl	2018	1,7	16	0	12	3	8,7	0	7,3	0	0
	2020	5,3	21	0,3	11	2,3	10,7	0	8,3	0	0
<i>Gaultheria phillyreifolia</i> (Pers.) Sleumer	2018	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2020	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0
<i>Lithrea caustica</i> (Molina) Hook. & Arn.	2018	2,3	47	1,7	11,3	6,3	15	1,7	26,7	0	5,3
	2020	6,3	36	2,3	4,7	1	25,3	1	11,3	0,8	15
<i>Luma chequen</i> (Molina) A. Gray	2018	0	0	0	0	3,3	0	0	0	0	0
	2020	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Maytenus boaria</i> Molina	2018	0	0	2,3	0	0	0	0	0	0	0
	2020	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,3
<i>Muehlenbeckia hastulata</i> (Sm.) I.M. Johnst.	2018	0	0	0	0,3	0	0	0	0	0	0
	2020	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0	0
<i>Peumus boldus</i> Molina	2018	0	5,7	0	15,7	0	0	0	12	0	0
	2020	3,7	14	0	19,7	0,3	7,7	0	12,3	0	0
<i>Proustia cuneifolia</i> D. Don.	2018	0	0	0	0	1,7	3,7	0	0	0	0
	2020	0	0	0	0	0	21,3	0	0	0	0
<i>Proustia pyrifolia</i> DC.	2018	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2020	0,3	0	0	0	1,7	0	0	0	0	0
<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera	2018	0	1,3	0	0	0	7,7	0	0	0	0
	2020	0	0	0,3	0,7	0	0	0	3	0,8	0
<i>Rosa rubiginosa</i> L. *	2018	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	2020	0	0	0	7	0,3	0	0	0	1,8	1,5
<i>Rubus ulmifolius</i> (Schott)*	2018	0	0	2,7	5,7	0	0	0	0	0	0
	2020	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

En general, no hubo un aumento en la riqueza de especies regenerando vegetativamente desde el año 2018 al 2020, con excepción de la clase de tamaño 0,5-2 m en el hábitat de Ladera xérica (Fig. 4A). Tampoco se observó un aumento en la abundancia de plantas regenerando vegetativamente desde el año 2018 al 2020, con excepción de la clase de tamaño 0,5-2 m en el hábitat de Ladera mélica (Fig. 4B).

Solo en los hábitats de fondo de quebrada, Ladera mélica y Áreas planas se observó regeneración vegetativa de especies exóticas, y sólo en el hábitat de Fondo de quebrada se observó el año 2018 (Fig. 5A,B). En general no se observaron diferencias importantes en la riqueza de especies exóticas regenerando vegetativamente entre años de monitoreo (Fig. 5A). Algo similar ocurrió con la abundancia de la regeneración vegetativa de especies exóticas, y cualquier variación ocurrió en una magnitud menor a 2 plantas por parcela (Fig. 5B).

#### VEGETACIÓN SOBREVIVIENTE AL INCENDIO

Se observaron individuos mayores a 2 m de alto tanto vivos como muertos en un rango de DAP entre 1 cm y 47,6 cm. Sin embargo, en todos los hábitats la mayor cantidad de individuos presentaron diámetros menores o iguales a 10 cm (Tabla 3). Combinando todos los hábitats, clases de tamaños y especies, se observó en promedio 3.986 individuos/ha con una altura superior a 2 m, de los cuales 2.693 estuvieron vivos

y 1.293 muertos. Entre los individuos vivos no se observaron individuos de especies exóticas. Considerando los individuos vivos, se observaron 4.600, 3.867, 2.067, 2.000, 933, individuos/ha en los hábitats de cárcava, fondo de quebrada, ladera mélica, áreas planas, y ladera xérica respectivamente.

#### COBERTURAS DE LA VEGETACIÓN

Los valores de cobertura de la estrata leñosa más alta (>2 m) en los hábitats estudiados variaron entre 2,2 y 62,2 % el año 2018, y entre 4,4 y 60,0 % el año 2020 (Fig. 6A). No se observaron cambios importantes en los valores de cobertura de esta estrata entre los años 2018 y 2020 en ninguno de los hábitats estudiados (Fig. 6A).

Los valores de cobertura de la estrata leñosa más baja (1-2 m) en los hábitats estudiados variaron entre 26,7 y 44,4 % el año 2018, y entre 15,6 y 44,4 % el año 2020 (Fig. 6B). No se observaron cambios importantes en los valores de cobertura de esta estrata entre los años 2018 y 2020 en ninguno de los hábitats estudiados (Fig. 6B).

Los valores de cobertura de la estrata herbácea en los hábitats estudiados variaron entre 80,0 y 100% el año 2018, y entre 66,7 y 97,8% el año 2020 (Fig. 6C). No se observaron cambios importantes en los valores de cobertura de la estrata herbácea entre los años 2018 y 2020 en ninguno de los hábitats estudiados (Fig. 6C).

**TABLA 3.** Estructura de DAP de individuos > 2m de alto en cada tipo de hábitat observados el año 2020. Se indica la densidad promedio (N° indiv/ha) de cada especie (se incluyen individuos muertos de manera genérica), por cada hábitat. / Structure of DBH of individuals > 2m tall in each type of habitat observed the year 2020. The mean density (N° indiv. / ha) of each species is indicated (dead individuals are also included), for each habitat.

Especie	Cárcava			Fondo de quebrada			Ladera mélica			Ladera xérica			Áreas planas		
	0,1-5	5-10	>10	0,1-5	5-10	>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	0	0	0	200	133	67	533	333	0	0	0	0
<i>Peumus boldus</i>	267	0	0	733	133	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Escallonia illinita</i>	400	0	0	0	0	0	0	0	0	67	0	0	0	0	0
<i>Aristolelia chilensis</i>	1333	0	0	400	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acacia caven</i>	0	0	0	0	0	0	67	0	0	0	0	0	1000	600	200
<i>Colliguaja dombeyana</i>	0	0	0	733	400	67	733	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrceugenia exsucca</i>	0	0	0	0	67	267	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Maytenus boaria</i>	0	0	0	0	133	67	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Schinus polygamus</i>	0	0	0	133	67	0	733	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Azara integrifolia</i>	267	0	0	200	133	0	133	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Luma chequen</i>	0	0	0	133	200	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baccharis linearis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	200	0	0
Muertos	867	533	200	2133	267	0	1667	467	333	0	0	0	0	0	0

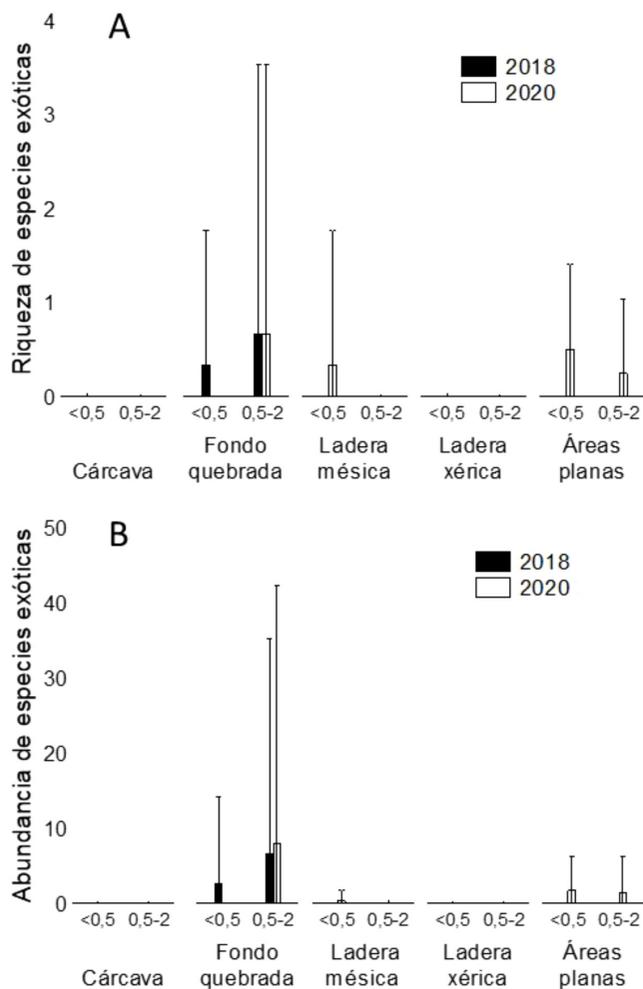


FIGURA 5. Riqueza de especies y abundancia (N° ind./parcela) (media ± 95% IC) de la regeneración vegetativa de especies leñosas exóticas por cada clase de tamaño y año de monitoreo en los diferentes tipos de hábitats. / Abundance (N ° ind./plot) and species richness (mean ± 95% IC) of the vegetative regeneration of exotic woody species per each size class and monitoring year in the different types of habitats.

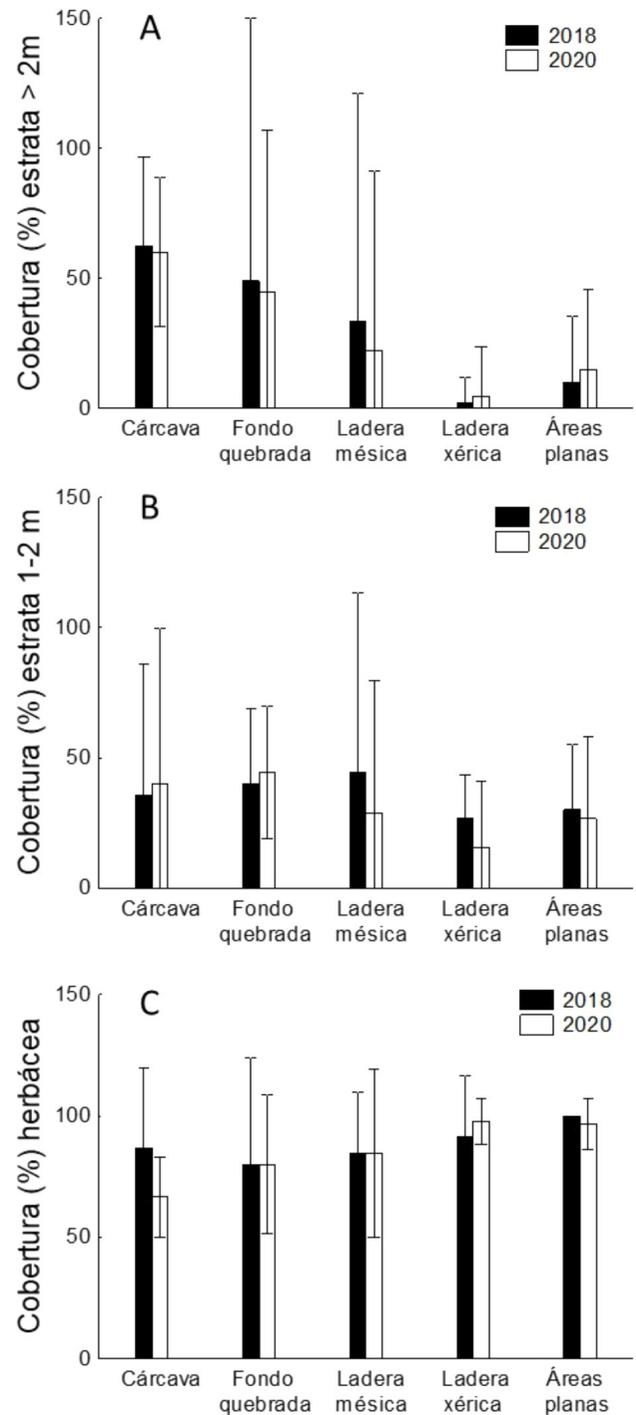


FIGURA 6. Valores de coberturas (%) (media ± 95% IC) de vegetación leñosa en dos clases de altura (1-2 m, y > 2 m), y de la estrata herbácea, en ambos años de medición en los hábitats estudiados. / Coverage values (%) (mean ± 95% IC) of woody vegetation in two height classes (1-2 m, and > 2 m), and of the herbaceous layer in both monitoring years in the habitats studied.

## DISCUSIÓN

La vegetación nativa de la localidad de Rastrojos muestra una importante recuperación tres años y medio después del incendio ocurrido el verano del año 2017. La recuperación de la vegetación está ocurriendo principalmente a través de regeneración de plantas nuevas, aunque también se observó rebrote de follaje de individuos adultos, los cuales, a pesar de que parte de su copa o tronco se quemaron, no murieron debido al incendio. Por su parte, la regeneración de plantas nuevas se ha producido tanto sexualmente desde germinación de semillas, como vegetativa, aunque especialmente en términos de abundancia, el rebrote de tocones y surgimiento de vástagos nuevos fue la principal vía de regeneración. 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). Es importante que tanto la regeneración vía semilla y vegetativa, como el rebrote del follaje de individuos adultos se observaron en todas las condiciones de hábitats estudiados, lo que sugiere que la recuperación es un proceso generalizado dentro de la localidad.

Es interesante que sólo un año y medio después del incendio (monitoreo del año 2018), se haya observado regeneración desde semilla de especies nativas en todos los hábitats. En Chile central la abundancia y riqueza de especies del banco de semillas es en general pobre (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 serótinicos, por lo tanto, es poco probable que frutos o semillas presentes en el banco de semillas puedan sobrevivir incendios (Montenegro *et al.* 2003). En consecuencia, la principal fuente de semillas sobre la base de la cual se produjo la regeneración vía semilla observada fue probablemente la producción de semillas de los individuos sobrevivientes al incendio, o de poblaciones cercanas no incendiadas. Efectivamente, entre las especies observadas regenerando desde semilla, varias poseen frutos carnosos que se dispersan bióticamente (e.g. *Aristotelia chilensis*, *Azara* spp. *Peumus boldus*, *Maytenus boaria*), las que podrían haber sido trasladadas por aves desde áreas no incendiadas, lo cual además podría haber sido facilitado por la presencia de árboles percha (vivos y muertos en pie) en las áreas incendiadas (Armesto *et al.* 2009). De hecho, tres años después del incendio se observó una importante diversidad y abundancia de fauna en el área que puede estar contribuyendo a la dispersión de semillas (CONAF 2021). Las plantas regenerando desde semilla observadas el año

2018 son probablemente las primeras plantas reclutadas después del incendio del verano del año 2017. Entre estas plantas, aquellas pertenecientes a la clase <0,5 m (la mayoría) son plantas que no sobrepasaron 0,5 m de altura un año y medio desde el incendio, mientras que las de la clase 0,5-2 m (muy pocas), son plantas que crecieron lo suficientemente rápido como para superar este tamaño antes del año y medio post-incendio. Podría ser esperable que tanto la riqueza de especies como abundancia se hubiesen incrementado con el transcurso del tiempo en ambas clases de tamaño. Sin embargo, la riqueza y abundancia de plantas de ninguna de las clases de tamaño aumentaron desde el monitoreo del año 2018 al monitoreo del año 2020. Esto podría deberse a un crecimiento de las plantas y avance hacia clases de tamaño superior, y/o a mortalidad de plantas, con un reemplazo por plantas nuevas. Holmgren *et al.* (2000a) observaron en una zona pre-costera de la región de Valparaíso, que una cohorte de plantas reclutadas después de un incendio presentó una fuerte mortalidad a lo largo del tiempo. En general, es común que la regeneración sexual produzca un alto número de reclutas que luego mueren, estableciéndose una abundancia y riqueza menor de plantas que las que germinan y reclutan (Harper 1977). Por ello, es probable que la principal causa del estancamiento de la riqueza de especies y abundancia de la regeneración desde el año 2018 al 2020 se deba a una importante mortalidad de plantas en ambas clases de tamaño. La mortalidad posterior a un primer reclutamiento post-fuego puede estar relacionada a diferentes factores. Una posibilidad es la 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 semilla que finalmente se establece posterior al incendio. Otra posibilidad es la reducida cantidad de precipitaciones que ha ocurrido en la última década (Garreaud *et al.* 2017; Miranda *et al.* 2020). La mayoría de las plantas de tamaño <0,5 m observadas en 2018 probablemente no poseen más de un año. Por lo tanto, es posible que las plantas logren germinar y sobrevivir unos meses, pero posteriormente mueran debido a la baja disponibilidad hídrica, incluso durante el otoño-invierno (Garreaud *et al.* 2017). El único aumento relativamente importante de regeneración entre el año 2018 y 2020 ocurrió en el hábitat de Ladera xérica, aunque alcanzando niveles sólo similares de regeneración que los otros hábitats. Si bien en todos los hábitats estudiados hubo un aumento en la cobertura leñosa, la magnitud de los efectos positivos que genera una mayor cobertura en la humedad del suelo es mayor en condiciones abióticas más secas o en niveles relativamente intermedios de estrés por sequía (Callaway

2007). Por lo tanto, el incremento en cobertura observado en todos los hábitats, podría haber facilitado la regeneración principalmente en las condiciones abióticas más secas observadas, tales como las del hábitat de Ladera xérica. Con el nivel de precipitaciones observado durante los años de estudio en el área, otros estudios desarrollados en Chile central ya han observado facilitación generada por la sombra sobre la regeneración en un conjunto muy similar de especies (Velasco & Becerra 2020).

La regeneración vegetativa tampoco mostró un aumento importante desde el año 2018 al 2020. Sin embargo, en este caso, la regeneración vegetativa observada el año 2018 presentó mayor riqueza de especies y mayor abundancia en la clase de tamaño 0,5-2 m que en la clase de tamaño <0,5 m. Esto sugiere que la mayor parte de las plantas regeneradas por esta vía alcanza rápidamente tamaños mayores a 0,5 m después de un incendio, en este caso, en menos de un año y medio después de ocurrido. También en este caso, el estancamiento en diversidad y abundancia de plantas en ambas clases de tamaño podría deberse a un crecimiento y avance de clase de tamaño y/o mortalidad de plantas, con un reemplazo por nuevos rebrotes. Si bien los vástagos que se producen por regeneración vegetativa sufren claros naturales dentro de cepas, en general esto ocurre de manera más masiva varios años después de producidos (Bellingham & Sparrow 1997). Por lo tanto, es poco probable que haya habido una mortalidad importante de vástagos producidos después del incendio. Luego, el estancamiento observado en la diversidad y abundancia entre años de monitoreo probablemente se debe al crecimiento de los vástagos y avance de clase de tamaño, y/o a una reducción de nuevos rebrotes después de los primeros ocurridos antes del monitoreo del año 2018.

Paralelo a la recuperación de la vegetación nativa después del incendio del año 2017, se observó regeneración de vegetación exótica en el área de estudio, pero no individuos adultos de especies exóticas sobrevivientes al incendio. La regeneración de especies exóticas presentó un patrón relativamente diferente al observado en las especies nativas. Primero, las especies exóticas regenerando desde semilla (*P. radiata* y *T. monspessulana*) fueron diferentes a las observadas regenerando vegetativamente (*R. ulmifolius* y *R. rubiginosa*). Si bien las primeras no tienen el potencial para regenerar vegetativamente, interesantemente, las dos últimas no presentan regeneración desde semilla, pudiendo hacerlo. Segundo, aunque los incrementos en riqueza de especies y abundancia desde el año 2018 al 2020 fueron pequeños en términos de magnitud, éstos ocurrieron en la mayoría de los hábitats y clases de tamaño. Esto fue más generalizado en la regeneración vía semilla, la cual aumentó desde el año 2018 al 2020, en términos de riqueza en los

cuatro hábitats donde están presentes, y en términos de abundancia en tres hábitats, en al menos una de las clases de tamaño de regeneración. La regeneración vegetativa de especies exóticas se incrementó desde el año 2018 al 2020 en dos de los tres hábitats en donde éstas se presentaron, en al menos una de las clases de tamaño de regeneración. Estos resultados sugieren que las especies exóticas se encuentran en un proceso creciente de invasión y que este proceso está ocurriendo en la mayoría de los hábitats presentes en el área. La reducción de la cobertura vegetal nativa producto del incendio es probablemente un factor que está favoreciendo la invasión (D'Antonio 2000). En algunas de estas mismas especies exóticas ya se ha documentado un incremento de su invasividad con incrementos en luminosidad y/o reducción de biomasa nativa (Pauchard *et al.* 2008, Contreras *et al.* 2011, Becerra & Bustamante 2011, Promis *et al.* 2019, Becerra & Simonetti 2020). Además, en particular la regeneración vía semilla de *P. radiata* ha sido posiblemente favorecida por la presencia de plantaciones de esta especie en la localidad, así como también la invasión de *T. monspessulana*, por la alta abundancia de poblaciones invasoras de esta especie en la zona, incrementando la disponibilidad de propágulos de ambas especies (Pauchard *et al.* 2008, García *et al.* 2016, Promis *et al.* 2019, Becerra & Simonetti 2020).

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 sólo 3,5 años después del incendio. Castillo *et al.* (2020) también muestran una rápida recuperación de la cobertura vegetal después de incendios en Chile central. La estrata herbácea también mostró una rápida recuperación después del incendio. Otros trabajos ya han mostrado una buena recuperación de la estrata herbácea post-fuego en Chile central (e.g. Holmgren *et al.* 2000b, Montenegro *et al.* 2004). En nuestro caso, sólo un año y medio después del incendio (2018) se encontraron valores en torno al 80-90% de cobertura herbácea, lo cual perduró en el monitoreo del año 2020. Es posible que el incendio haya incluso favorecido la germinación y crecimiento de algunas especies herbáceas anuales, altamente frecuentes en Chile central (Gómez-González *et al.* 2011). La cobertura herbácea tendió a ser levemente 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 cobertura de la estrata herbácea después del incendio (Holmgren *et al.* 2000b).

Tanto en la regeneración desde semilla como vegetativa, la riqueza de especies y abundancia de plantas fueron levemente menores en los hábitats de Ladera xérica y Áreas planas con espinal. Estas diferencias pueden deberse a que

estos hábitats poseen mayores restricciones, por ejemplo, debido a menor humedad del suelo (Armesto & Martínez 1978, Armesto & Pickett 1985), para la recuperación de la vegetación, o a que incluso previo al incendio, ya presentaban menor desarrollo de vegetación y diversidad de especies, tal como ocurre típicamente con áreas más secas en la zona central de Chile (Armesto & Martínez 1978, Armesto & Pickett 1985, Holmgren *et al.* 2006, Becerra 2016). Varios trabajos desarrollados en diferente tipo de ecosistemas, entre ellos de clima tipo mediterráneo, han observado una mayor y más rápida recuperación de la vegetación en hábitats más húmedos (Davis *et al.* 1988, O'Leary 1988, Mouillot *et al.* 2003, 2005, Keeley *et al.* 2005, Wittenberg *et al.* 2007, Ireland & Petropoulos 2015). En consecuencia, los diferentes niveles de riqueza de especies, abundancia de plantas y coberturas observados entre hábitats podrían estar relacionados a las diferentes condiciones abióticas que pueden existir entre ellos. Esto debería evaluarse contrastando parámetros vegetacionales de áreas incendiadas antes y después de un incendio, o con áreas no incendiadas de iguales características vegetacionales que las áreas incendiadas previo al incendio. Lamentablemente, dentro de esta localidad no se encontraron áreas no incendiadas correspondientes a los hábitats estudiados, y menos aún existe conocimiento de la vegetación de estas áreas previo al incendio.

En conclusión, nuestros resultados sugieren que la recuperación de la vegetación leñosa después del incendio de 2017 es principalmente producida por 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, aunque la regeneración proveniente de germinación desde semillas también está contribuyendo a la recuperación de la vegetación post-incendio. Sin embargo, nuestros resultados también muestran que, aunque los individuos regenerados siguen creciendo en altura, después de un año y medio desde el incendio, la diversidad, abundancia y cobertura ya no siguen incrementándose de manera clara, o lo hacen muy lentamente después de los primeros dos años de ocurrido el incendio. Estos resultados permiten proponer que después de un incendio en esta zona de Chile, las medidas de restauración deberían basarse principalmente en estrategias pasivas, al menos en los sitios donde previo al incendio se presentó vegetación leñosa. En cambio, micrositios abiertos sin tocones remanentes que produzcan rebrotes vegetativos probablemente requerirían alguna medida más activa de restauración. Finalmente, dada la alta capacidad de recuperación post-incendio de la vegetación, proponemos que ecosistemas recientemente incendiados en Chile central

no deberían ser considerados como destruidos susceptibles a cambios en el uso del suelo.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el proyecto FIA PYT 2017-0733 "Piloto de innovación territorial en restauración post-incendio para la región del Maule" y por el Center of Applied Ecology and Sustainability (CAPES) con el proyecto ANID PIA/BASAL FB0002., PB también agradece a ANID BASAL FB210015. Los autores agradecen a Carla Becerra, Fernanda Barreau, Catalina Caviedes, por su colaboración en distintas etapas del estudio. También se agradece a todos los propietarios, y especialmente a la presidenta de la junta de vecinos de la comunidad de Rastrojos, Jessica Urbina, por su colaboración para desarrollar el estudio.

## 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.
- Aravena, J.C., Le Quesne, 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*, pp. 343-356. 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*, pp. 537-567. Science Publishers, Enfield, New Hampshire.
- Armesto, J.J., Rozzi, R., Smith-Ramírez, 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, pp. 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., 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: 387-394.
- Bond, W.J., Van Wilgen, B.W. 1996. *Fire and Plants*. Springer Publishing, New York, USA. 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*. Springer Publishing, New York, USA. 116 pp.
- Calviño-Cancela, M., Lorenzo, P., González, L. 2018. Fire increases *Eucalyptus globulus* seedling recruitment in forested habitats: effects of litter, shade and burnt soil on seedling emergence and survival. *Forest Ecology and Management* 409: 826-834.
- Castillo, S.M., Plaza V.Á., Garfías, S.R. 2020. A recent review of fire behavior and fire effects on native vegetation in Central Chile. *Global Ecology and Conservation* 24: e01210.
- Center for Climate and Resilience Research - CR2. 2020. Chilean research center on climate, climate change and resilience. Accedido: Septiembre, 2020. URL: <https://www.cr2.cl/eng/>
- Contreras, T., Figueroa, J., Abarca, L., Castro, S. 2011. Fire regimen and spread of plants naturalized in central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 307-323.
- 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 pp.
- Corporación Nacional Forestal (CONAF). 2021. Restauración post incendios en la Localidad de Rastrojos 2017 -2020. Informe de Síntesis Proyecto PYT 2017- 0733. Santiago, Chile. 82 pp.
- D'Antonio, C.M. 2000. Fire, plant invasions, and global changes. En: Mooney, H., Hobbs, R.J. (eds.) *Invasive species in a changing world*, pp. 65-95. Island Press, Washington, D.C.
- Davis, F.W., Hickson, D.E., Odion, D.C. 1988. Composition of maritime chaparral related to fire history and soil, Burton Mesa, Santa Barbara County, California. *Madroño* 35: 169-195.
- 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.
- Fournier, T., Fèvre, J., Carcaillet, F., Carcaillet, C. 2020. For a few years more: reductions in plant diversity 70 years after the last fire in Mediterranean forests. *Plant Ecology* 221: 559-576.
- 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.
- Garreaud, R., Alvarez-Garreton, 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. *Hydrological Earth System Sciences* 21: 6307-6327.
- Gómez-González, S. 2018. Vulnerabilidad del matorral

- mediterráneo de Chile a los incendios forestales: apuntes para su recuperación y conservación. En: García Novo, F.; Casal, M.; Pausas, J.G. (eds.). *Ecología de la regeneración de zonas incendiadas*, pp. 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.
- Gómez-González, S., Torres-Díaz, C., Valencia, G., Torres-Morales, P., Cavieres, L., Pausas, J. 2011. Anthropogenic fires increase alien and native annual species in the Chilean coastal matorral. *Diversity and Distributions* 17: 58-67.
- Harper, J.L. 1977. *The Population Biology of Plants*. Academic Press, London. 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., Segura, A., Fuentes, E. 2000a. Limiting mechanisms in the regeneration of the Chilean matorral. *Plant Ecology* 147: 49-57.
- Holmgren, M., Avilés, R., Sierralta, L., Segura, A.M., Fuentes, E.R. 2000b. 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.
- Holmgren, M., López, B.C., Gutiérrez, J.R., Squeo, F.A. 2006. Herbivory and plant growth rate determine the success of El Niño Southern Oscillation-driven tree establishment in semiarid South America. *Global Change Biology* 12: 2263-2271.
- 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. 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*. pp. 239-273. Springer, New York.
- 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 pp.
- 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.
- 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') En: Luzio, W. (ed.) *Suelos de Chile*. Universidad de Chile, Santiago, Chile. pp. 125-194.
- Micheletti, S., Araya, C., Figueroa, R. 2018. Sistematización del proceso de reconstrucción post incendios forestales en la región del Maule. 14 pp. URL: <https://www.researchgate.net/publication/334749312>
- Miranda, A., Lara, A., Altamirano, A., Di Bella, C., González, M. E., Camarero, J. 2020. Forest browning trends in response to drought in a highly threatened mediterranean landscape of South America. *Ecological Indicators* 115: 3-10. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106401>
- 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)*, pp. 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., Westman, W.E. 1988. Regional disturbance effects on herb succession patterns in coastal sage scrub. *Journal of Biogeography* 15: 775-786.
- Pauchard, A., García, R.A., Peña, E., González, C., Cavieres, L., Bustamante, R. 2008. Positive feedbacks between plant invasions and fire regimes: *Teline monpessulana* (L.) K. Koch (Fabaceae) in central Chile. *Biological Invasions* 10: 547-553.
- Pausas, J.G., Llovet, J., Anselm, R., Vallejo, R. 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? - A review. *International Journal of Wildland Fire* 17: 713-723.
- Promis, A., Olivares, S., Acuña, S., Cruz, G. 2019. Respuesta temprana de la regeneración de plantas leñosas después del incendio denominado "Las Máquinas" en la región del Maule, Chile. *Gayana Botanica* 76: 257-262.
- Puig-Gironès, R., Brotons, L., Pons, P. 2017. Aridity influences the recovery of vegetation and shrubland birds after wildfire. *PLOS ONE* 12(3): e0173599.
- 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*, pp. 3-18. *Ecological Studies* 136. Springer-Verlag.
- Segura, A., Holmgren, M., Anabalón, J., Fuentes, E. 1998. The significance of fire intensity in creating local patchiness in the Chilean matorral. *Plant Ecology* 139: 259-264.
- Smith-Ramírez, C., Castillo-Mandujano, J., Becerra, P., Sandoval, N., Allende, R., Fuentes, R. 2021. Recovery of Chilean Mediterranean vegetation after different frequencies of fires. *Forest Ecology and Management* 485: 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118922>
- 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, 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. Santiago, Chile.
- Wittenberg, L., Malkinson, D., Beerli, O., Halutzky, 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.

Received: 28.12.2020

Accepted: 15.12.2021