

UNIVERSIDAD DE MAGALLANES

FACULTAD DE CIENCIAS

Escuela de Ciencia y Tecnología en Recursos Acuícolas y Agrícolas



“Desarrollo inicial de plantas no resilientes al fuego de la estepa patagónica: optimizando protocolos de restauración ecológica en Torres del Paine”

Carla Aguilera Torres

2017

UNIVERSIDAD DE MAGALLANES

FACULTAD DE CIENCIAS

DEPARTAMENTO DE CIENCIAS AGROPECUARIAS Y ACUÍCOLAS



“Desarrollo inicial de plantas no resilientes al fuego de la estepa patagónica: optimizando protocolos de restauración ecológica en Torres del Paine”

Trabajo de titulación presentado
en conformidad a los requisitos para
obtener el título de Ingeniero Agrónomo
Profesor guía: Dr. Osvaldo Vidal

Carla Aguilera Torres

2017

ÍNDICE DE CONTENIDOS

Agradecimientos	i
Resumen	ii
Summary	v
1. Introducción	1
2. Revisión Bibliográfica	4
2.1. Intensidad y severidad del fuego	4
2.2. Cambios en el suelo producto del fuego	5
2.3. Vegetación de la estepa patagónica	7
2.4. Resiliencia ecosistémica y estrategias de recuperación post-fuego	8
2.5. Invasiones biológicas	12
2.6. Historia reciente del fuego en Torres del Paine	14
2.7. Restauración ecológica	16
2.8. Restauración ecológica el Chile	17
2.9. Experiencias preliminares en el área de estudio	19
3. Materiales y Métodos	22
3.1. Descripción del área de estudio	22
3.1.1. Localidad Torres del Paine	22
3.1.2. Clima	22
3.1.3. Suelo	23
3.1.4. Vegetación	24

3.1.5.	Incendios en Torres del Paine	26
3.2.	Selección de especies no resilientes al fuego	28
3.2.1.	Paramela. <i>Adesmia Boronioides</i> Hook f.	28
3.2.2.	Neneo macho. <i>Anarthrophyllum desideratum</i> Benth.	29
3.2.3.	Mata negra. <i>Mulguraea tridens</i> (Lag.) N. O' leary & Peralta	31
3.3.	Protocolo de colecta y germinación	32
3.3.1.	Colecta y selección de germoplasma	32
3.3.2.	Estratificación de las semillas no resilientes al fuego	34
3.3.3.	Sustratos de prueba para el crecimiento de plántulas	35
3.3.4.	Preparación de ensayo de germinación	37
3.3.5.	Germinación y fenología de plántulas	37
3.3.6.	Registro del crecimiento de plántulas	37
3.3.7.	Medición de biomasa de plántulas	38
3.3.8.	Preparación de base de datos y análisis estadístico	39
4.	Resultados	41
4.1.	Atributos químicos de los suelos usados como sustratos de germinación	41
4.2.	Experimento preliminar de estratificación en <i>Anarthrophyllum desideratum</i> .	41
4.3.	Patrones de germinación de las especies estudiadas	43
4.4.	Patrones de sobrevivencia y mortalidad de las especies estudiadas	45
4.5.	Patrones de crecimiento inicial en plántulas de las especies estudiadas	46
4.6.	Patrones de crecimiento en biomasa de las especies estudiadas	47
5.	Discusión	52
5.1.	Variables del análisis químico de suelo	52
5.2.	Estratificación de <i>Anarthrophyllum desideratum</i>	54
5.3.	Tasas de Germinación	56
5.4.	Sobrevivencia y mortalidad	58

5.5.	Crecimiento	59
5.6.	Biomasa	60
5.7.	Respuestas especie-específicas	61
6.	Conclusión	64
7.	Bibliografía	66

FIGURAS

FIGURA 1. Localización geográfica del Parque Nacional Torres del Paine, 24
Región de Magallanes y Antártica Chilena. Chile.

Semillas utilizadas los ensayos de restauración ecológica para
estratificación, desarrollo y crecimiento inicial de plántulas de
FIGURA 2. especies no resilientes al fuego: a) Paramela (*Adesmia* 33
boronioides); b) Neneo macho (*Anarthrophyllum desideratum*)
y; c) Mata negra (*Mulguraea tridens*)

- FIGURA 3.** Semillas de *Anarthrophyllum desideratum* para el micro ensayo en diferentes tiempos de estratificación, variando el color de madurez en 3 tonos. 35
- FIGURA 4.** Sitio de colecta de suelo (Sector Sarmiento), utilizado como sustrato para los experimentos de crecimiento de plántulas de las especies de estepa no resilientes al fuego 36
- FIGURA 5.** Primeras hojas verdaderas en plántulas de A) *Adesmia boronioides*, B) *Anarthrophyllum desideratum*; C) *Mulguraea tridens* (derecha-izquierda). 38
- FIGURA 6.** Atributos químicos de suelo usado como sustrato de germinación en el presente estudio. Se muestran los resultados más relevantes indicando: a) pH; b) materia orgánica (%); c) nitrógeno disponible (mg/Kg); d) fósforo Olsen (mg/Kg) y; e) potasio disponible (mg/Kg), entre suelo sin incendio (sin inc) e incendiado (con inc). 42
- FIGURA 7.** Germinación en porcentajes (%) en el curso del experimento para individuos sembrados de las especies: a) *Anarthrophyllum desideratum*; b) *Adesmia boronioides*; y c) *Mulguraea tridens* en sustrato artificial, suelo no incendiado y suelo incendiado. Las letras indican diferencias significativas ($P < 0,05$; ANOVA de medidas repetidas). 44

Tasas de sobrevivencia (a) y mortalidad (b), para individuos sembrados de las especies *Adesmia boronioides* (Adebor), **FIGURA 8.** *Anarthrophyllum desideratum* (Anades) y *Mulguraea tridens* 46 (Multri) en tres tratamientos con sustrato artificial (sus art), suelo no incendiado (sin inc), suelo incendiado (con inc).

Crecimiento sumado en centímetros (cm) para el largo de las plántulas de individuos sembrados de las especies: a) *Adesmia boronioides*; b) *Anarthrophyllum desideratum*; y c) *Mulguraea tridens*, con tres tipos de sustratos: Sustrato artificial (sus art), **FIGURA 9.** suelo no incendiado (sin inc) y suelo incendiado (con inc). Las 50 letras indican diferencias significativas ($P < 0,05$; ANOVA de medidas repetidas).

Biomasa aérea (a) y biomasa radical (b) de *Adesmia boronioides* (adebor), *Anarthrophyllum desideratum* (anades) y **FIGURA 10.** *Mulguraea tridens* (multri) al final del experimento bajo 51 sustrato artificial, sin incendio (sin inc), y con incendio (con inc) (se muestra promedio \pm SE). Las diferencias significativas son mostradas por letras únicas (prueba de K-W; $p < 0,005$).

Biomasa total de a) *Adesmia boronioides*, b) *Anarthrophyllum desideratum* y c) *Mulguraea tridens* al final del experimento **FIGURA 11.** bajo sustrato artificial (sust art), sin incendio (sin inc), y con 51 incendio (con inc) (se muestra promedio \pm SE). Las diferencias significativas son mostradas por letras únicas (prueba de K-W; $p < 0,005$).

FIGURA 12.	Composición de la vegetación natural en la primavera postfuego (mayo 1989), zonas incendiadas y no incendiadas de matorrales semi áridos de California. Incluye zonas incendiadas y no incendiadas de matorrales semi áridos para arbustos, subarbustos, hierbas perennes y hierbas anuales. Figura de Tyler 1996.	57
-------------------	--	----

TABLAS

TABLA 1.	Características generales de lotes de semillas seleccionados.	33
TABLA 2.	Porcentajes de germinación para semillas de <i>Anarthrophyllum desideratum</i> , con tres colores de madurez diferentes: pardo oscuro, pardo claro y verde, para tres tiempos de estratificación: 1 mes, 2 meses, y 3 meses.	43

Agradecimientos

Mis eternas gracias a mi querido profesor guía Dr. Osvaldo Vidal, por recibirme con los brazos abiertos para realizar el trabajo de titulación, sin duda toda la preocupación, paciencia y voluntad entregada durante más de un año, impulsándome siempre a ser mejor cada día, resolviendo mis dudas y compartiendo muchos conocimientos, no sólo académicos, hicieron que lo admirara mucho como persona y profesional. Me llevo por sobre todo la exigencia y observación de cada detalle, que hicieron de esta experiencia la más enriquecedora de mis cinco años como estudiante. También doy gracias por acogerme en el Laboratorio de Botánica del Instituto de la Patagonia donde estuve muchas horas trabajando, recibiendo ayuda, inspirándome y escribiendo. Sin duda el mejor profesor...

Muchas gracias a las maravillosas personas del Laboratorio de Germoplasma del SAG Magallanes, Roberto Niculcar y Karina Latorre, por ser tan hospitalarios, por su dedicación y voluntad durante todo el tiempo que sembré, conté y medí mis plantas. Gracias por resolver mis dudas, o llevarme al laboratorio en las mañanas, entregándome el material, equipos y espacio necesario para llevar a cabo mis tareas.

A mi mamá por inspirarme, darme apoyo y amor cada día desde el origen. Gracias infinitas por sembrar mi amor por la naturaleza. Por ayudarme a cultivar mi esencia, por ser la persona a la que le debo todo.

Gracias a todas las circunstancias, personas, momentos y espacios que me condujeron a amar la naturaleza, y querer ayudarla de alguna forma. Sólo espero que este trabajo sea al servicio de ella, a quien en verdad correspondemos.

RESUMEN

Contexto y objetivos: Los incendios ocurridos en el P. N. Torres del Paine han cambiado la configuración histórica de sus ecosistemas mediante procesos como invasiones biológicas, homogenización biótica y pérdida de especies dominantes, edificantes y no resilientes al fuego. Esta situación es más evidente en ecosistemas sensibles al fuego, como en matorrales estepáricos, donde las especies arbustivas no son capaces de rebrotar post-fuego. La transformación de los ecosistemas representa un problema para áreas protegidas como Torres del Paine, donde la conservación de la biodiversidad se ve muy afectada. Especies claves en estos matorrales de estepa como *Adesmia boronioides* (paramela, Fabaceae), *Anarthrophyllum desideratum* (neneo macho, Fabaceae) y *Mulguraea tridens* (mata negra, Verbenaceae), se han visto disminuidas en cobertura, producto de su incapacidad para rebrotar post-incendio. Es por ello que la restauración ecológica, es una alternativa para recuperar estos ecosistemas dañados, a través de protocolos en el desarrollo inicial de plántulas, que permitan posteriormente reinsertar estas especies en los sitios afectados. Si bien estos protocolos han sido generados, aún falta establecer detalles para el manejo de plantas y mejoras en sus condiciones de sobrevivencia y crecimiento. Por ejemplo, este tipo de actividades se ha desarrollado mediante sustratos artificiales inertes químicamente, y se desconoce su efectividad en comparación con otros tipos de suelo. Es por ello que en este ensayo se optó por utilizar tres tipos de sustratos (tratamientos): sustrato artificial (inerte), suelo no incendiado e incendiado. Este último sustrato es de especial relevancia debido a que se desconoce su influencia en los primeros estados de desarrollo en las plántulas de especies sensibles al fuego. En consecuencia se busca comprender ¿Cómo la utilización de diferentes tipos de sustrato, puede orientar la optimización de protocolos de desarrollo inicial de especies no resilientes al fuego?

Métodos: Con el fin de implementar efecto del tipo de sustrato, se realizó una selección de semillas de *A. boronioides*, *A. desideratum*, y *M. tridens* en base de porcentajes de germinación. Posteriormente se determinaron tiempos de estratificación que permitieron sembrar estas especies en tres tipos de sustrato: sustrato artificial, suelo no incendiado y suelo incendiado. Una vez cumplido el tiempo de estratificación en las cámaras de frío, fue posible evaluar en cámaras de crecimiento parámetros como germinación, sobrevivencia, crecimiento y acumulación de biomasa. Adicionalmente, se evaluaron atributos nutricionales en los suelos sometidos a los tratamientos incendiados y no incendiados.

Resultados: La alta disponibilidad de nutrientes del suelo incendiado, favoreció el desarrollo inicial de las especies *A. boronioides*, *A. desideratum* y *M. tridens*. En general y en los tres tipos de sustratos, las germinaciones fueron altas, debido por una parte a la selección de semillas realizada, y a los tiempos de estratificación, más el tiempo de medición utilizado. En particular, *M. tridens* presentó una germinación sincronizada y acotada, mientras que en las leguminosas, se observó un patrón de germinación más paulatino en el tiempo. La sobrevivencia de plántulas de *M. tridens* fue mayor en suelos incendiados, mientras que para las otras especies la sobrevivencia fue similar en los tres sustratos. Con respecto al patrón general de crecimiento de plántulas, este fue mayor en suelos incendiados debido posiblemente, a las altas concentraciones de potasio y nitrógeno disponible, concentraciones medias de fósforo Olsen y materia orgánica, sumada a un pH ligeramente ácido. Comparado con los otros sustratos el crecimiento de plántulas en el sustrato artificial fue significativamente menor. La variable biomasa total, fue significativamente mayor en suelo no incendiado e incendiado y menor en el sustrato artificial, dejando en evidencia la necesidad de nutrientes para el desarrollo inicial de plántulas.

Conclusiones y significancia del estudio: A través de la utilización del suelo incendiado, se logró vislumbrar la importancia de la disponibilidad de nutrientes para la aplicación de protocolos en el desarrollo inicial de plántulas en las tres especies. Por otra parte, en cuanto a temas de manejo, se lograron establecer parámetros como tiempos de estratificación, parámetros para medir la germinación, un manejo manual de hongos, y la utilización de sustrato con nutrientes. Todas estas variables permitieron optimizar los protocolos previamente existentes, determinando tiempos más eficientes de desarrollo inicial y mejorando porcentajes de germinación. Estas mejoras permitirían que en un futuro, se logre la reintroducción de especies edificantes y esteparias poco resilientes al fuego en menos tiempo y con plantas más vigorosas, dando como resultado una restauración ecológica más óptima de ecosistemas dañados por el fuego como los del P. N. Torres del Paine.

Palabras claves: Incendio, estepa, resiliencia, crecimiento inicial, restauración ecológica, especies edificantes.

SUMMARY

Context and objectives: Fires at Torres del Paine National Park (Magallanes, Chile), have changed the historical trajectory of the ecosystems through processes such as biological invasions, biotic homogenization and loss of dominant, co-dominant and non-resilient species. This situation is more critical in fire-sensitive ecosystems, such as in semi-arid shrublands, where shrub species are not capable of resprouting post-fire. The transformation of ecosystems represents a problem for protected areas such as Torres del Paine, where biodiversity conservation is an ongoing challenge. Key species in semi-arid shrublands such as *Adesmia boronioides* (Fabaceae), *Anarthrophyllum desideratum* (Fabaceae) and *Mulguraea tridens* (Verbenaceae) have been reduced their abundances, due to their inability to resprout post-fire. Ecological restoration is a discipline that can offer an alternative to recover these damaged ecosystems, through the development of protocols for the initial development and nursing of seedlings, that later can be re-introduced in the disrupted sites. Although some protocols for seedling nursing has been actually elaborated, methodological improvement still is necessary for plant management, survival and growth at initial stages. For instance, protocols has been developed using inert, artificial substrates, and their effectiveness compared with other types of soil is unknown. In this trial I used three types of substrates (treatments): a) artificial substrate (inert); b) unburned soil and; c) burned soil. This last one could be of special importance, because its influence in the first seedlings development stages is unknown. Consequently, I seek to understand how the use of different types of substrates, can guide the optimization of protocols for the initial development of non-resilient species to fire.

Methods: Based on previously-known percentages of germination, seeds of *Adesmia boronioides*, *Anarthrophyllum desideratum* and *Mulguraea tridens* were selected for trials. Stratification times were determined experimentally and thereafter, seeds were sown in artificial substrate, unburned soils and burned soils. During 3 months, I evaluated germination, survival, growth and accumulated biomass of seedlings. Additionally, soil nutritional attributes were evaluated in burned and unburned treatments.

Results: The high nutrient availability of the burned soil enhanced initial development of *Adesmia boronioides*, *Anarthrophyllum desideratum* and *Mulguraea tridens* seedlings. In general and in the three types of substrates, the germinations were high, due on the one hand, to the seed selection carried out, and on the other hand to the stratification times. In addition, I found that longer periods for growth recording improved the chance of germination, compared with previously suggested protocols. *Mulguraea tridens* showed a synchronized germination, whereas in the other species, a slow germination pattern was observed. The survival of *Mulguraea tridens* seedlings was higher in burned soils, while for the other species survival was similar in all three substrates. Seedling growth was higher in burned soils, possibly due to the higher concentrations of potassium, nitrogen, Olsen phosphorus and organic matter, together with a slightly acidic pH. The growth of seedlings in the artificial substrate was significantly lower, compared with burned and unburned soils. The total biomass was significantly higher in unburned and burned soil than in artificial substrate, putting in evidence the need for nutrients during the initial development of seedlings.

Conclusions and significance of the study: The improved growth patterns observed in burned soils, put in evidence the importance of the availability of nutrients for the application of protocols at the initial developmental stages of seedlings in the three species. In terms of management issues, it was possible to establish parameters such as

stratification periods, germination, control of fungi, and the use of substrate with nutrients. All these variables allowed to optimize the previously existing protocols, determining more efficient the initial development and improving percentages of germination. These improvements would be helpful in the reintroduction of semi-arid shrubland species. Those results can provide management rules for restoration strategies.

Key words: Fire, steppe, resilience, initial growth, ecological restoration, uplifting species.

INTRODUCCIÓN

El desarrollo inicial de plantas comprende procesos biológicos como germinación, crecimiento y desarrollo en biomasa. Estos procesos son críticos para el restablecimiento de la vegetación y el mantenimiento de atributos claves de la biodiversidad, como composición, estructura y función de las comunidades de plantas.

El fuego como factor de perturbación a gran escala, altera la dinámica entre las especies, afectando la estructura y composición de la vegetación. Se sabe que los incendios en estepa son muy superficiales (Neary *et al.*, 2005; Navarro *et al.*, 2008; Oddi *et al.*, 2016), en comparación con incendios forestales. Aun así, la riqueza y cobertura de especies nativas de estos ecosistemas se ven afectadas, en la disminución de ellas por factores directos por la destrucción de biomasa, y factores indirectos como alteración de los niveles de nutrientes, erosión, competencia e invasiones biológicas, entre otros.

Es importante considerar las especies dominantes que ayudan a reestablecer la vegetación post-perturbación. Se caracterizan por ser especies claves en ecosistemas debido a que ayudan a edificar las comunidades vegetacionales. Una vez establecidas ayudan a la incorporación de nuevas especies adaptadas a condiciones de micrositio (por ejemplo más húmedo), propiciadas por estas dominantes y co-dominantes. *Anarthrophyllum desideratum*, *Adesmia boronioides* y *Mulguraea tridens*, son consideradas especies claves de la estepa patagónica, la última mencionada se clasifica como vulnerable en la Región de Magallanes. Todas estas especies tienen baja capacidad de rebrote post-incendio (Vidal *et al.*, 2015a), por lo que su conservación debe ser prioridad para la restauración ecológica, dado que son especies edificantes.

El Parque Nacional Torres del Paine es un área protegida y por ende sus patrones y procesos ecológicos deben ser conservados (CONAF, 2007a). Sin embargo, recientemente los incendios ocurridos han afectado sus diversos ecosistemas. Entre ellos la estepa, la que puede ser particularmente vulnerable debido a la baja humedad presente y la disponibilidad de combustible altamente inflamable, que aun presentando severidades bajas (el fuego permanece pocos minutos y no se alcanzan a desarrollar temperaturas altas), sus especies nativas se reducen notablemente, lo que post-incendio se acentúa aún más producto de las invasiones biológicas que dificulta el establecimiento a corto plazo (Vidal et al., 2015b).

La restauración ecológica se define como el acto de asistencia a la recuperación artificial de ecosistemas que han sido afectados por perturbaciones humanas, donde el principal objetivo es recuperar ecosistemas a sus estados históricamente conocidos (*Sensu* SER 2012). Etapas como protocolos de germinación y viverización han sido utilizados como métodos eficientes y comunes en temas de restauración ecológica, donde un crecimiento inicial asistido, desarrolla plantas capaces de ser reinsertadas a su hábitat original, que favorece la reproducción y la competencia post-incendio, frente a otras exóticas.

A modo general, en crecimientos controlados de plantas, se observa que muchas veces se opta por la utilización de sustratos artificiales inertes químicamente (Food & Agriculture Org., 2002), esto genera periodos de crecimiento más largos debido a la poca disponibilidad de nutrientes. Es por ello que un suelo incendiado al tener mejor disponibilidad de nutrientes, optimizaría el crecimiento inicial de estas especies.

Desde los antecedentes ya descritos se plantean las siguientes interrogantes: ¿Cuáles serían las diferencias en el desarrollo temprano de las especies *Adesmia boronioides*, *Anarthrophyllum desideratum* y *Mulguraea tridens* en sustratos con diferente disponibilidad de nutrientes?, y ¿Cómo podrían orientar la optimización de los protocolos de germinación y crecimiento inicial la utilización de diferentes tipos de sustrato?

Se plantea como objetivo general evaluar respuesta temprana de especies no resilientes al fuego bajo diferentes condiciones de sustrato, a través de la optimización de protocolos de germinación y crecimiento inicial de plántulas. Por medio de objetivos específicos como:

- a) Evaluar el desarrollo temprano (*e.g.* sobrevivencia, germinación y crecimiento) de las especies *Adesmia boronioides*, *Anarthrophyllum desideratum* y *Mulguraea tridens* en condiciones de sustrato artificial, suelo incendiado y no incendiado.
- b) Optimizar protocolos de germinación y crecimiento de plántulas para las *Adesmia boronioides*, *Anarthrophyllum desideratum* y *Mulguraea tridens*.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. Intensidad y severidad del Fuego

En términos generales, el fuego es el producto químico de una combustión, donde los factores involucrados son la presencia de vegetación (combustible con bajo contenido de humedad), una fuente de calor (fogata, fósforos, cigarrillos, quema agrícola) y oxígeno (Neary *et al.*, 2005).

En ecología del fuego, el fuego se considera como un factor abiótico o social, que se desarrolla dentro de un ecosistema, generando cambios a escala de paisaje (Vargas, 2011), fijándose en la combustión de los elementos presentes del sistema en que actúa (Johnson & Miyanishi, 2001). Un incendio altera el ecosistema modificando la estructura y composición de especies, las dinámicas sucesionales e interacciones ecológicas claves del sistema, lo cual recae en la pérdida de funcionalidad ecosistémica (Fernández *et al.*, 2010).

Para comprender la influencia del fuego dentro de un ecosistema se debe conocer su intensidad, y esta se relaciona con la cantidad de combustible subterráneo y su energía liberada, considerando la rapidez del combustible quemado, grado de intensidad y su duración. La intensidad del fuego es un rasgo cuantitativo, producto del rendimiento térmico, masa de combustible quemado y tasa de propagación (Vassander & Lindholm 1985; Frandsen & Ryan 1986; Hartford & Frandsen 1992).

Los efectos del fuego en los distintos componentes de los ecosistemas incendiados se conocen como “severidad del fuego”. Éste concepto describe la magnitud del impacto del fuego tanto en el pasado como en el presente, describiendo la magnitud de cambio producto del fuego. Es un término cualitativo, donde se describe la respuesta

del fuego en el ecosistema. El nivel de severidad depende del combustible (*e.g.* fino o grueso), las propiedades del combustible (*e.g.* inflamabilidad), los efectos del combustible y el calor transferido hacia el suelo durante la combustión (Neary *et al.*, 2005).

2.2. Cambios en el suelo producto del fuego

El suelo es una heterogénea mezcla de partículas minerales y materia orgánica encontrada en la corteza superior de la tierra, y se ha formado en el transcurso del tiempo producto de continuas interacciones entre factores bióticos, climáticos y geológicos como el relieve y la roca madre (Hodgson, 1987). Es importante para los ecosistemas, debido a su constante interacción con el agua y el aire, también es un medio de soporte para plantas y microorganismos (Kass, 1996).

Durante un incendio se producen cambios físico-químicos en el suelo, donde la alteración depende de la cantidad de energía irradiada sobre la superficie del suelo la que es transferida hacia abajo. Si el calor aumenta, daña la materia orgánica y otras propiedades del suelo. Una combustión completa de la materia orgánica en la superficie del suelo incinera la mayoría del nitrógeno y los ácidos orgánicos, regresando cationes inorgánicos al suelo (K^+ y Ca^{+2}), los que alcalinizan el suelo. Una vez ennegrecido tiende a ganar más radiación solar, menor retención de humedad por mayor demanda, se aumenta la escorrentía pluvial y lixiviación de nutrientes, lo que tiene como consecuencia una mayor erosión (Gliessman 2002).

La intensidad del fuego en el suelo recae proporcionalmente en la expansión de la llama, la que se utiliza como medida potencial a medida que transcurre el tiempo en los daños que se pueden provocar en la estructura del suelo, donde se alcanzan temperaturas de 300°C por horas, potenciado por cantidades de materia orgánica (6 cm de profundidad aproximadamente), secamente extendida, que según las condiciones del

lugar y tiempo aumentan aún más su intensidad. La severidad del fuego en el suelo es poco profunda, aun siendo intenso el incendio (Neary *et al.*, 2005).

Los nutrientes y su composición en el suelo dependen de la presencia y cantidad de materia orgánica, la cual influye en la capacidad de intercambio catiónico y la retención de agua, e indirectamente afecta las tasas de descomposición del suelo. Los cambios químicos ocurren sobre los 100°C, donde la materia orgánica comienza a perderse, ya a 450°C se destruye casi el 99% de ella, mientras que el pH aumenta durante la combustión debido a que los cationes básicos son liberados y se depositan en la capa superficial del suelo. Esto suele ser temporal, dependiendo del tipo de suelo (Knoepp *et al.*, 2005).

El nitrógeno del suelo es considerado nutriente limitante en los ecosistemas forestales, y requiere por ende especial atención, ya que se volatiliza y es difícil recuperarlo, por sobre los 200°C ya comienza a perderse, y a los 500°C es completamente inexistente, el comportamiento de este macronutriente es algo particular, ya que después de la combustión la disponibilidad aumenta, las plantas se ven favorecidas por el aumento de la fertilidad, dando la impresión que existe mayores cantidades a las originales, lo que a corto plazo cambia por la rápida utilización de las plantas, disminuyendo notablemente en plazos de hasta 5 años (Knoepp *et al.*, 2005).

La ceniza en la superficie del suelo suplementa la solución ya existente post-fuego, de manera temporal, lo que aumenta las concentraciones de calcio y del mismo modo el pH post-incendio (Humphreys & Craig, 1981).

El suelo una vez afectado por el fuego cambia químicamente, y a su vez se altera las formaciones vegetacionales presentes en él, alterando la productividad de plantas, producción de semillas y germinación de plántulas (Sánchez, 2005).

2.3. Vegetación de la estepa Patagónica.

Una de las características principales de este ecosistema es su estructura vegetacional rala, camefítica, y resistente a las extremas condiciones ambientales características de la Patagonia, como es la extrema aridez, bajas temperaturas y vientos muy fuertes (Lozano, 2006).

La composición florística de esta vegetación es muy heterogénea, aun así se encuentra dominado en cobertura por comunidades de gramíneas perennes amacolladas, en la que *Festuca gracillima* (Poaceae) domina por sobre las otras especies coexistiendo en forma arbustiva con *Adesmia boronioides* (Fabaceae), *Berberis microphylla* (Berberidaceae) y *Mulguraea tridens* (Verbenaceae). La ubicación de la estepa patagónica considera zonas áridas y semidesérticas de baja elevación en la sección sur oriente del Parque Nacional Torres de Paine (Pisano, 1974).

Los impactos en la estepa están principalmente relacionados con factores antrópicos, y en el Parque Torres del Paine, la principal perturbación son los incendios que conllevan a pérdidas de diversidad y drásticos cambios en la composición florística, incluyendo invasiones biológicas (Vidal *et al.*, 2015b). Estos impactos cambian atributos claves del ecosistema, entre los cuales destaca la disminución en cobertura de *Mulguraea tridens*, en el sector oriental del Parque Nacional Torres del Paine (Vidal *et al.*, 2015c). Estos cambios están asociados a las severidades de los incendios, que en el caso del incendio del 2005 se encontró que el 60% de la superficie de estepa incendiada la severidad fue alta, mientras que en un 25% fue moderada (Navarro *et al.* 2008). Estas severidades se relacionarían con la cantidad de combustible fino (*e.g.* gramínoideas) y grueso (*e.g.* arbustos) disponible, que dependiendo del caso permite mayores temperaturas y tiempos de permanencia del fuego.

Para comprender el comportamiento del fuego en la estepa se debe reconocer el contenido de humedad de combustible vivo (CHCV), el cual indica las capacidades de propagación del fuego (*e.g.* alto CHCV indica baja flamabilidad). En la estepa el CHCV

es bajo todo el año, y disminuye más con el aumento de déficit hídrico en los meses de primavera-verano, donde las raíces superficiales, no penetran en los perfiles más profundos (Sala *et al.*, 1989; Oddi *et al.*, 2016).

2.4. Resiliencia ecosistémica y estrategias de recuperación post-fuego

La resiliencia se define como la capacidad de un ecosistema para retornar a las condiciones previas a la perturbación (Sánchez, 2003). Para comprenderlo, se necesita reconocer las características del ecosistema y frente a que factores ya sean internos o externos se encuentra más vulnerable a la perturbación (Fox & Fox, 1986). La capacidad de recuperación de un ecosistema una vez expuesto al fuego, depende en gran medida de las distinciones biogeográficas de las especies que componen la vegetación afectada (Kitzberger *et al.*, 2016).

La resiliencia está relacionada con la historia evolutiva de las especies, su banco de semillas y al estrés ambiental que esté sometida en ese momento, entre otras variables exógenas y endógenas de los ecosistemas (Bell *et al.*, 1993). Muchas especies han generado respuestas evolutivas frente a incendios, adaptándose de manera que aseguren la permanencia en el tiempo de su material genético. Por ello es necesario distinguir las estrategias de estas especies, algunas se consideran rebrotadoras, pueden ser árboles o plantas herbáceas, producen pocas semillas viables y plántulas poco comunes, se reproducen por estructuras vegetativas, y generalmente responden bien después de incendios con severidad baja a moderada. Otras son las especies semilleras (en inglés *obligate seeders*), producen una alta cantidad de semillas viables, poseen raíces muy superficiales, que se ven afectadas inmediatamente por un incendio, lo que dificulta su recuperación. Es por ello que las consecuencias son nocivas para las especies semilleras, donde se pierde gran parte de su diversidad (Bell & Koch 1980; Bell *et al.*, 1993; Dodd, *et al.*, 1984).

La resiliencia al fuego de los ecosistemas dominados por angiospermas se puede diferenciar en dos estados: el pirófito y pirofóbico (Bond & Midgley, 2012). En el primero la altura de crecimiento de las plantas es relativamente baja, con una alta productividad, lo que hace que la vegetación tenga una alta flamabilidad con rápidas combustiones, el ambiente suele tener cortos periodos de retorno del fuego, lo que hace que su capacidad de recuperación sea alta. En los estados pirofóbicos, en tanto, ocurre lo contrario, debido a que se presentan en sitios con intervalos de frecuencia de incendios más largos, sus árboles rápidamente crecen para que sus coronas no sean afectadas por el fuego, creando ecosistemas dominados por sombras, estas especies suelen tener bajas tasas de rebrote, y por ende su forma obligada de reproducción es por semillas (*obligate seeders*). Ambas estrategias estructurales y de resiliencia de la vegetación coexisten en el paisaje, pero se ven afectadas de forma diferente en un incendio, debido principalmente a su nivel de adaptación (McWethy *et al.*, 2013).

Especies con una alta resiliencia al fuego suelen reproducirse por estructuras vegetativas, como yemas protegidas por la corteza, lo que las ampara de altas temperaturas. Estas yemas pueden estar debajo de la corteza en diferentes zonas del cormo o en el lignotúber, donde raíces almacenan sustancias de reserva para regenerar la biomasa aérea (Pausas, 2010). Otras especies resistentes al fuego suelen tener un alto contenido de humedad en las hojas, y bajo en resina y aceites. En cuanto a sus estructuras radicales, los tubérculos producen tallos con mayor rapidez, debido a sus reservas alimenticias, y suelen sobrevivir a incendios de baja intensidad, debido a poca la transmisión de energía transmitida hacia el suelo (<5%) (Packham & Pompe, 1971).

La capacidad adaptativa varía entre hierbas y plantas anuales, estas últimas tienen mejor respuesta post-fuego, debido a que si las daña, sólo afecta el crecimiento de un año (Granados & López, 1998). Además, especies anuales suelen germinar a comienzos de primavera, y desarrollan sus frutos tempranamente a comienzos de verano, antes que se desarrollen los incendios. Así, los propágulos de las plantas quedan almacenados en el banco de semillas, donde muy poca energía del incendio es

transferida, y no hay biomasa aérea disponible para el fuego. Dentro de la severidad de un incendio ocurren emisiones de calor por sobre y bajo el suelo, donde en la parte superior suelen sobrevivir especies, con brotes protegidos y cortezas gruesas, mientras que bajo el suelo, las adaptaciones suelen estar dadas por la corteza de las semillas y las características de las raíces (Zouhar *et al.* 2007).

En la Patagonia, los incendios ocurren básicamente en verano, donde herbáceas y arbustos se encuentran activos en crecimiento. En parte debido a las altas temperaturas de verano, sin embargo, la biomasa aérea, de especies con poco contenido de humedad se encuentra seca. En algunos casos y dependiendo de la época del incendio, el fuego en estos ecosistemas puede dañar más a los arbustos, que pierden su material fotosintetizante necesario para aportar energía a los órganos reservantes en otoño (Richburg *et al.*, 2002). En otras palabras la época estival parece reunir características favorables para propagar el fuego, como bajo contenido de humedad del combustible, elevada acumulación de biomasa y continuidad del combustible, y una condición climática más seca (Jaksic & Fariña, 2015).

Las consecuencias ecológicas del fuego son específicas para cada sitio, y se asocian directamente con el modo de reproducción de las especies dominantes del lugar (Veblen *et al.*, 2008). Los productos del fuego como el calor, el humo, las cenizas y madera carbonizada influyen física y fisiológicamente en la dormancia de las semillas (Herrero *et al.*, 2007). De igual forma Pausas (2012) señala que, el fuego y sus componentes estimulan varios procesos en la vegetación, según la especie: el calor rompe la dormancia de las semillas (en especies con semillas duras e impermeables) y estimula la dispersión de las semillas (en especies con banco de semillas aéreo); el humo estimula la germinación, el crecimiento de plántulas, o ambos (especies con semillas permeables). En cuanto a los mecanismos de regeneración existen especies que utilizan el rebrote (especies rebrotadoras), mientras que otras requieren del reclutamiento de nuevos individuos a partir de semillas (especies germinadoras o reclutadoras). Algunas especies son facultativas, con ambos mecanismos a la vez.

Los disturbios pueden afectar positivamente el desarrollo de plántulas post-fuego, donde gran parte de ellas son capaces de tomar ventaja para ser eficientes aprovechando al máximo los nutrientes, su habilidad para captar luz y crecer rápidamente (Wallace, 1966).

Estructuras vegetativas como rizomas o yemas localizadas en las raíces o tallos, pueden adaptarse al fuego y permanecen viables hasta que se den las condiciones favorables para el rebrote (Bond & Midgley, 2001). Otra de las formas en que las especies se adaptan a los incendios en el transcurso del tiempo, son la producción temprana de semillas. Algunas especies, denominadas efímeras (*ephemerals*, en inglés), tienden a evitar el efecto directo de los incendios permaneciendo inactivas durante temporadas de incendios veraniegos por medio de órganos bajo el suelo (*e.g.* rizomas o semillas). Semillas más livianas, pueden ser arrastradas por el viento y las impulsa a crecer a mayor distancia de donde ocurre un incendio (Granados & López, 1998).

La reproducción por semillas es menos eficiente que la vegetativa debido a la cantidad de semillas que propaga en su mismo banco natural, que una vez expuestas al estrés por incendio priorizan destinar sus recursos a los órganos de reservas (Keeley, 1977; Chapin *et al.*, 1990), sumado a esto Pausas *et al.* (2004) señalan que las semillas como tal, dependen en mayor medida de los factores externos para su éxito en la germinación. Bell *et al.* (1993) indican de igual forma, que especies que se reproducen por semillas se enfrentan a altas tasas de mortalidad de individuos adultos una vez que se exponen a una alta intensidad de fuego, esta es la razón de que una vez llegado el momento de liberar sus semillas estas sean de menor cantidad.

Los combustibles leñosos del bosque lluviosos en la Patagonia requieren de periodos de sequía prolongados para quemarse, mientras que los combustibles de estepa son muy secos para soportar el fuego aun en años húmedos (Markgraf & Anderson, 1994). Los ecosistemas de bosques deciduos, dominados por especies dependientes de regeneración a partir de semillas (*e.g.* Lengua, Coihue de Magallanes), tienen una

regeneración escasa o nula tras incendios severos, es por ello que es muy recurrente que se vea este tipo de vegetación reemplazada por comunidades de estepa (Veblen *et al.*, 2011).

2.5. Invasiones biológicas

Uno de los principales objetivos de áreas naturales protegidas como en Torres del Paine, es la conservación de la biodiversidad y de los procesos ecológicos que ocurren en ella. Sin embargo, los últimos decenios una de las mayores problemáticas asociadas a la conservación de áreas naturales son las invasiones biológicas de plantas exóticas (Zouhar *et al.*, 2007). Muchas de estas especies han llegado a ecosistemas nativos de forma accidental (*e.g.* a través de la ropa, zapatos, materiales de construcción) o voluntaria (*e.g.* especies ornamentales forrajeras, medicinales), y tienen una capacidad de adaptación altísima, donde pueden llegar a naturalizarse en nuevos hábitats con mucha rapidez, estableciendo poblaciones, donde compiten, se desplazan e hibridan con especies nativas, alterando toda la comunidad. Los impactos varían según la especie y las consecuencias pueden ser irreversibles, llegando incluso a la pérdida de las especies nativas (Capdevila *et al.*, 2013).

Las especies nativas presentes en un sitio perturbado, reaccionan según sus propiedades morfológicas, fenológicas y habilidades competitivas. Estas propiedades influyen su resistencia a la invasión, las cuales aprovechan el aumento de luz, nutrientes y agua (Davis *et al.*, 2000). Una vez ocurrido un incendio en el ecosistema, las plantas nativas y no nativas comienzan una interacción dada por el cambio en la dinámica de los recursos, donde en ambos casos suele formarse bancos de semillas potenciales, donde especies adaptadas tendrán tolerancias al calor que permitirán su permanencia en los sitios post-incendio.

Se ha observado que las especies exóticas tienen mejores expectativas en la competencia por recursos con disponibilidad limitada, debido a su reproducción vegetativa exitosa post-incendio y tolerancia al calor y humo (Zouhar *et al.*, 2007; Labbé, 2012).

En el Parque Nacional Torres del Paine, las plantas invasoras son un problema para la conservación de especies nativas, donde los sitios más afectados son aquellos donde el turismo tiene un impacto directo. Estas especies exóticas se ven favorecidas en su colonización tras un incendio, también influyen los senderos de caminata y cabalgatas en el Parque Nacional Torres del Paine, donde la zoocoría y la anemocoría, facilitan la invasión por especies como *Hypochoeris radicata*, *Aira caryophyllea* y *Rumex acetosella*, que repercuten en la invasión en comunidades nativas (Vidal *et al.*, 2015b).

Domínguez *et al.* (2006), estudiaron la flora exótica en Torres del Paine. Los autores registraron 85 especies exóticas, algunas de las cuales estarían relacionadas a los incendios, principal perturbación del parque. Gran parte de esta flora se concentraba en hierbas perennes (52%), como *Rumex acetosella*, en la estepa patagónica, mientras que, las hierbas anuales comprendían un 34% en las que *Erodium cicutarium* y *Draba verna* tenían una amplia frecuencia y cobertura en matorrales de *Mulguraea tridens*.

La capacidad de rebrote y la dispersión anemócora se consideran como estrategias de recolonización óptimas para cubrir un suelo desnudo afectado por el fuego (Zouhar *et al.*, 2007). Un claro ejemplo de ello en Torres del Paine son especies como *Poa pratensis*, *Rumex acetosella*, *Dactylis glomerata*, *Aira caryophyllea*, *Agrostis capillaris* L., entre otras (Vidal *et al.*, 2015b), que poseen estas estrategias de rebrote post-fuego y dispersión de propágulos.

Labbé (2012) en tanto, realizó ensayos de germinación, con tratamientos de calor en semillas, con 12 especies pertenecientes al Parque Nacional Torres del Paine, entre ellas 9 nativas y 3 exóticas, donde *Rumex acetosella* y *Holcus lanatus*, especies exóticas tuvieron mayor resistencia a este tipo de perturbación, germinando exitosamente, no así las especies nativas como *Mulguraea tridens*, *Ozmorhiza chilensis*, *Embotrhrium coccineum* y *Senecio patagonicus*, lo cual dejó claro la baja adaptación y resiliencia al fuego por parte de las especies nativas.

2.6. Historia reciente del fuego en Torres del Paine

Los ecosistemas presentes en el Parque Nacional Torres del Paine se han visto históricamente afectados, los más evidentes son los incendios antrópicos. En la provincia de Última Esperanza, cerca de 300.000 hectáreas de bosque fueron afectadas por incendios producidos en tiempos de colonización (Martinic, 1985), para el despeje de zonas aptas para el desarrollo ganadero. Por otra parte y más recientemente, debido al atractivo paisajístico que ofrece el parque, el aumento de turistas ha conllevado un aumento de las prácticas negligentes, donde el uso de fuego por caminantes y campistas en lugares no autorizados, ha suscitado el desarrollo de incendios de gran magnitud (CONAF, 2007b).

La historia de incendios que han acontecido en el Parque Nacional Torres del Paine, considera tres importantes eventos en cuanto a severidad y hectáreas afectadas. Que corresponden a los años 1985, 2005 y 2011, y se consideran megaincendios (Abumohor, 2015).

El primer incendio registrado de gran magnitud ocurrió en el año 1985, en los meses de Febrero-Marzo, durante el cual se quemaron 12.983 ha (Abumohor, 2015). De este total, casi un 86% comprendía sectores de matorrales y pastizales (Dollenz & Ivanovic, 1987). La época en la que fue este incendio coincidió con la de semillación, es por ello que el impacto en la vegetación fue alto, afectando potencialmente, la regeneración de plántulas (Dollenz & Ivanovic, 1996).

En el año 2005 se incendiaron 15.470 ha, entre febrero y marzo, donde la estepa patagónica, con casi un 60%, y matorrales con un 23% aproximadamente, correspondieron a las zonas más afectadas (ONEMI, 2009).

El último incendio de amplia magnitud corresponde a los años 2011-2012, con 16.600 ha afectadas (CONAF, 2012), donde factores como la acción del viento que alcanzó velocidades de hasta 100km/hr, determinaron que la acción del fuego se propagara por casi 70 días, afectando zonas de bosque abierto y matorral leñoso (Mattar *et al.*, 2012). Con este acontecimiento se suman alrededor de 45.000 ha, afectadas por los tres eventos de mayor magnitud ocurridos durante los últimos 30 años en Torres del Paine.

Los impactos que tienen los incendios antrópicos en el Parque Nacional Torres del Paine recaen significativamente en la vegetación, ejemplo de ello la disminución de la densidad de árboles de Lenga en casi un 91,7% (Vidal & Reif, 2011). De igual forma, con la influencia del fuego muchas especies se vuelven vulnerables, viéndose afectadas en sus medios de propagación y competencia frente a otras especies nativas y exóticas. Vidal *et al.* (2015b), por ejemplo, dan cuenta de la baja capacidad de recuperación post-incendio del matorral estepario dominados por mata negra (*Mulguraea tridens*), en donde las especies edificantes y dominantes en cobertura tendrían bajas capacidades de resiliencia post-incendio (*e.g.* especies no rebrotadoras, semilleras obligadas).

2.7. Restauración ecológica

Un ecosistema consiste en la integración de las comunidades vivas con elementos no vivos, es un área en la cual interactúan factores bióticos y abióticos, de manera dinámica (Valverde & Cano-Santana, 2005). En general, los ecosistemas nativos a nivel global se han visto intervenidos y afectados de manera exponencial los últimos años producto de la acción humana. Consecuentemente, se ha fragmentado y perdido numerosos hábitats donde la principal consecuencia ha sido que numerosas especies se encuentren en peligro de extinción o extintas a nivel global (Fernández *et al.*, 2010).

Las formas de recuperar estos hábitats y ecosistemas degradados comprenden diferentes grados de acción y costos. Una de las actividades dedicadas a esta tarea es la restauración ecológica (*Sensu* SER, 2012), actividad que comprende atributos estructurales, de composición y función y emplea restablecimientos de los procesos biológicos, donde se modifica el sitio y se reintroducen especies. Con ello, lo que se espera a lo largo del tiempo es que el ecosistema recupere y funcione de manera autónoma y al menos en parte, los atributos de referencia de la comunidad original (Primack & Massardo, 2001).

La restauración ecológica nace como solución al producto de un sin número de factores principalmente antrópicos relacionados con actividades a gran escala, como la industrialización con explotaciones no sostenibles y aumento de zonas urbanas, agricultura, ganadería, etc., las cuales han generado la degradación de ecosistemas en todo el mundo, que tienen como consecuencia la pérdida de la biodiversidad. A modo de definición la restauración ecológica es una sucesión dirigida o asistida por el ser humano, la cual favorece la recuperación de ecosistemas degradados que han perdido su mecanismo de regeneración (Vargas, 2011).

2.8. Restauración Ecológica en Chile

La restauración ecológica en Chile, se desarrolló como una solución a una serie diversa de desastres ecológicos de distinta procedencia, cada una con una consecuencia particular desarrollada a partir de los componentes encontrados en cada unidad geográfica a lo largo del país, donde la pérdida de la biodiversidad es la principal motivación para realizar estudios para la restauración ecológica, buscando recuperar especies amenazadas por causas como tala rasa de plantaciones forestales, invasiones biológicas, sequías, cambios climáticos, o incendios, esta última es una de las más nocivas y severas en cuanto al número de hectáreas afectadas en el país (Smith- Ramírez *et al.*, 2015), de igual forma Fernández *et al.* (2010) aseveran que uno de los mayores causantes de perturbación sobre los hábitats naturales en Chile son los incendios forestales, los que con el tiempo se han hecho más frecuentes, produciendo alrededor de 5.972 incendios forestales por temporada con 55.000 ha/año donde casi un 70% corresponde a vegetación nativa.

Las iniciativas para la restauración ecológica del país han ido evolucionando con el paso del tiempo, entre las primeras realizadas en el país fue de Montaldo (1965), el cual se enmarcó en la teoría sucesional, realizando el ensayo en Riñihué-Los lagos, Región de los Ríos, estableciendo un área de exclusión de dos hectáreas, en una zona de pastoreo, la cual se encontraba muy degradada producto de la actividad ganadera, se observó que después de 34 años se establecieron especies del bosque original, demostrando la capacidad de recuperación natural de los bosques perturbados (Montaldo, 1999).

Siguiendo esta línea de tiempo y enmarcado en los incendios en el año 1995, comienza la restauración de bosques de *Fitzroya cupressoides* en el año 1998, en la depresión intermedia de Llanquihue, los cuales fueron afectados por incendios con fin agropecuario y de pastoreo, fue necesario identificación de poblaciones de alerce existentes como bosque de referencia y áreas de colecta de semillas, un cercado, plantaciones de alerce y monitoreo de áreas de 2,7 hectáreas (Lara *et al.*, 2008).

En la actualidad en aproximadamente 60 lugares se realiza restauración ecológica a gran o menor escala (Smith-Ramírez *et al.*, 2015). Entre ellos encontramos estudios realizados Yefi (2012) en la Patagonia Norte, donde estudió el bosque degradado de *Pilgerodendron uviferum* (Ciprés de las Guaitecas). En este estudio tomó aspectos como la comprensión de los procesos ecológicos que ocurren en el bosque turboso inalterado, analizó el grado de recuperación natural del bosque quemado y exploró diversas alternativas de restauración, comprendiendo a lo largo del proceso la tolerancia de esta especie al estrés por incendio, su recuperación lenta, y las características del área de estudio. Evaluó la poca frecuencia de árboles semilleros, su importancia y el potencial de diseminación limitada, donde incendios severos eliminan especies de extensas zonas del lugar. Es por ello, que plantaciones de *P. uviferum* complementarias a los árboles semilleros que toleran humedad extrema pero no el estrés en zonas descubiertas, podrían ayudar a asistir la recuperación de esta especie de manera natural, sumando diversidad genética.

La restauración ecológica en el Parque Tantauco, considera la reforestación de la zona afectada por incendios y posterior explotación, donde el Ciprés de las Guaitecas se encuentra con nula o escasa regeneración. Es por ello que se han implementado viveros donde se producen plantas a partir de semillas o esquejes con material genético local, teniendo como resultados alrededor de 70 ha en distintas zonas del parque con especies nativas (Bannister *et al.*, 2013).

2.9. Experiencias preliminares en el área de estudio

Los incendios ocurridos en el Parque Nacional Torres del Paine han sido foco de investigación para restauración ecológica desde diversas perspectivas. Estos puntos de vista incluyen miradas ecológicas como la influencia sobre flora y fauna, suelo, etc. Para la restauración ecológica existen iniciativas por diferentes entidades como CONAF, Reforestemos Patagonia, AMA Torres del Paine, MMA, Universidad de Magallanes y Universidad de Concepción, de las cuales 3 constituyen plantaciones y 2 de estudios, entre todas se han logrado reforestar 200 ha con 500.000 plantas de Lenga (*Nothofagus pumilio*), con un porcentaje de prendimiento de 21-84% (Smith-Ramírez *et al.*, 2015).

Labbé en el año 2013, evaluó la capacidad germinativa (regeneración sexual) post-incendio de especies pertenecientes al Paine, tanto exóticas como nativas, para estimar su resiliencia según al ecosistema al cual pertenecían. Los resultados mostraron que los suelos de las zonas quemadas tenían baja capacidad germinativa en relación a uno control (no quemado). Además encontró que en suelos no quemados de bosque de Lenga, el éxito en la germinación en comparación con la zona de matorrales o estepa es menor. Labbé mostró además que las semillas de especies exóticas toleran mejor regímenes más intensos de calor que especies nativas. Un ejemplo claro de esto, fue la especie *Holcus lanatus* (exótica), que presenta una alta resistencia y capacidad germinativa aún en las condiciones más extremas de quema. En tanto, entre las especies nativas se observó que *Armeria maritima*, se adaptó mejor que otras nativas a estos disturbios, como *Mulguraea tridens*, *Ozmorhiza chilensis*, *Embothrium coccineum* y *Senecio patagonicus*. A modo de conclusión Labbé plantea que la tolerancia de las semillas nativas a altas temperaturas es muy baja para permitir una regeneración de los ecosistemas patagónicos, por lo que se debe considerar la reproducción vegetativa como alternativa imprescindible para la recuperación de la vegetación.

Mansilla en el 2007, analizó la especie *Mulguraea tridens*, en Torres del Paine, a través de sitios de muestreo, que comparaban el comportamiento de esta especie, tanto en suelos incendiados como no incendiados, observando además, que tipo de reproducción era más predominante, si la vegetativa o la sexual. Mansilla evaluó la densidad de *Mulguraea tridens*, las composiciones florísticas entre parcelas de estudio, y su altura. Dentro de sus resultados, determinó que esta comunidad se ve muy afectada por los incendios, donde disminuye su altura, densidad y cobertura. En cuanto al tipo de reproducción observó que la vegetativa era mejor que la sexual.

Navarro *et al.* (2015), desarrollaron una metodología que tenía con principal objetivo la elaboración de un plan post-incendio donde abordó el Parque Nacional Torres del Paine, a través de imágenes procedentes de sensores remotos, donde buscaba la evaluación y restauración de las áreas más afectadas por los incendios. Elaboraron una cartografía previa al incendio del 2005, y luego una post-incendio, donde observaron la superficie recorrida por el incendio y la severidad de los daños provocados. Los resultados de su trabajo reconocieron los ecosistemas afectados por el fuego, donde la estepa patagónica sufrió severos daños (cerca del 60% de su superficie, dañada con severidad alta), mientras que el matorral pre-andino poseía un 50% de superficie dañada, y los bosques presentaron un 32% de severidad alta. Gracias a estos datos es posible comprender el comportamiento del fuego en cada formación vegetacional presente en Torres del Paine, para establecer planes de restauración ecológica en cada una de ellas.

El año 2015, se dio por finalizado un proyecto encabezado por la Universidad de Magallanes conocido como “*Plan de monitoreo integrado de indicadores ecológicos y resiliencia ecosistémica post-fuego en Torres del Paine*” (Vidal *et al.*, 2005a), donde el objetivo principal era idear iniciativas que disminuyan los efectos negativos ecológicos del incendio del año 2012 en el Parque, los que afectaron cerca de 17.000 hectáreas. El proyecto se llevó a cabo, en conjunto con distintas instituciones como el Servicio Agrícola y Ganadero de Magallanes, el Instituto de Ecología y Biodiversidad, Unión de Ornitólogos de Chile, la Universidad Austral de Chile, y la ONG AMA Torres del Paine. Dentro de las observaciones más relevantes obtenidas, se determinó una alta invasión

biológica de plantas exóticas en zonas de incendio y restauración, lo que afecta la recuperación de la vegetación. Mientras que la fauna, en parte, se deterioró tras el incendio, perdiéndose especies indicadoras de los sitios afectados por el fuego. Las colectas de germoplasma permitieron generar accesiones de especies nativas. Se realizaron protocolos de germinación y viverización, especialmente con especies sensibles al fuego, las cuales pueden ser utilizadas con fines de restauración ecológica. Fue importante generar material de difusión, dentro de la comunidad para generar conciencia, a través de charlas, material gráfico, manuales, publicaciones científicas, etc. Una de las conclusiones más importantes dentro de este estudio integrado, considera determinar las condiciones de sitios no incendiados, para tener referencias, frente a que resultados se espera llegar una vez que se aplica la restauración ecológica.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Descripción del área de estudio

3.1.1. Localidad Torres del Paine. El Parque Nacional Torres del Paine, creado en 1959 se localiza en la Región de Magallanes y Antártica Chilena, en la provincia de Última Esperanza, en la comuna de Torres del Paine, específicamente en las coordenadas geográficas: entre los paralelos 50°45' y 51°20' de latitud Sur y entre 72°31' y 73°22' de longitud Oeste. Tiene una superficie de 227.298 hectáreas, las cuales corresponden a una de las Unidades del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del estado de Chile (SNASPE), siendo declarado en 1978 Reserva de la Biosfera, según UNESCO (1996), debido a su gran diversidad biológica y valores culturales asociados (CONAF, 2007a), este Parque Nacional debe su nombre debido principalmente a la presencia del macizo montañoso Cordillera Paine, la cual se eleva abruptamente hasta un poco más de los 3.000 metros generando impresionantes paisajes naturales, que atraen a miles de turistas cada año (Vidal, 2012) (Figura 1).

3.1.2. Clima. La clasificación climática a la cual corresponde el Parque Nacional Torres del Paine es “templado frío lluvioso sin estación seca” (Pisano, 1974), Sin embargo, las condiciones altamente heterogéneas y sin estaciones meteorológicas hacen difícil una clasificación climática definida, aun así existen datos tales, cercanos a la administración del Parque, como la homogeneidad en la temperatura al observarse variaciones que no sobrepasan los 12°C, con mínimas de 2,5°C y máximas de 8°C en invierno y mínimas de 3°C a máximas de 15°C en verano (CONAF, 2007a). Del mismo modo las estimaciones bioclimáticas efectuadas por Pisano (1974), permiten identificar un drástico gradiente de precipitación en dirección NO-SE, con los vientos del oeste trayendo las

precipitaciones que son depositadas en función del efecto de sombra de lluvia (Vidal, 2012). Así, las precipitaciones fluctuarían desde unos 1.600 mm anuales en los sectores más fríos del Grey-Pingo, hasta apenas unos 250 mm de precipitación en los sectores más secos como Laguna Amarga, distante unos 50 kms de éste último.

3.1.3. Suelo En la Región de Magallanes se localizan suelos que se caracterizan por tener una profundidad que va desde media a delgada, los cuales han evolucionado a partir de depósitos glaciales, tales como los espodozoles con un horizonte A muy lixiviado (Instituto Geográfico Militar, 1984).

Dentro de la Región de Magallanes existen distintos tipos de suelos según la localización y topografía, es por ello que en las sub regiones de los bosques y matorrales de las serranías y mesetas interiores de Ultima Esperanza en Torres del Paine se definen principalmente como castaños, de praderas y litosoles, mientras que en la subregiones de los matorrales y estepas xerófitas del norte, la interacción con bajas temperaturas y aridez constituyen el principal factor de formación de suelos como praderas y pradera planosol (Cruz & Lara, 1982).

En el Parque Torres del Paine los tipos de suelos existentes son principalmente castaños, aluviales, litosoles, podzólicos y con Horizonte de Gley (CONAF, 2007 a).

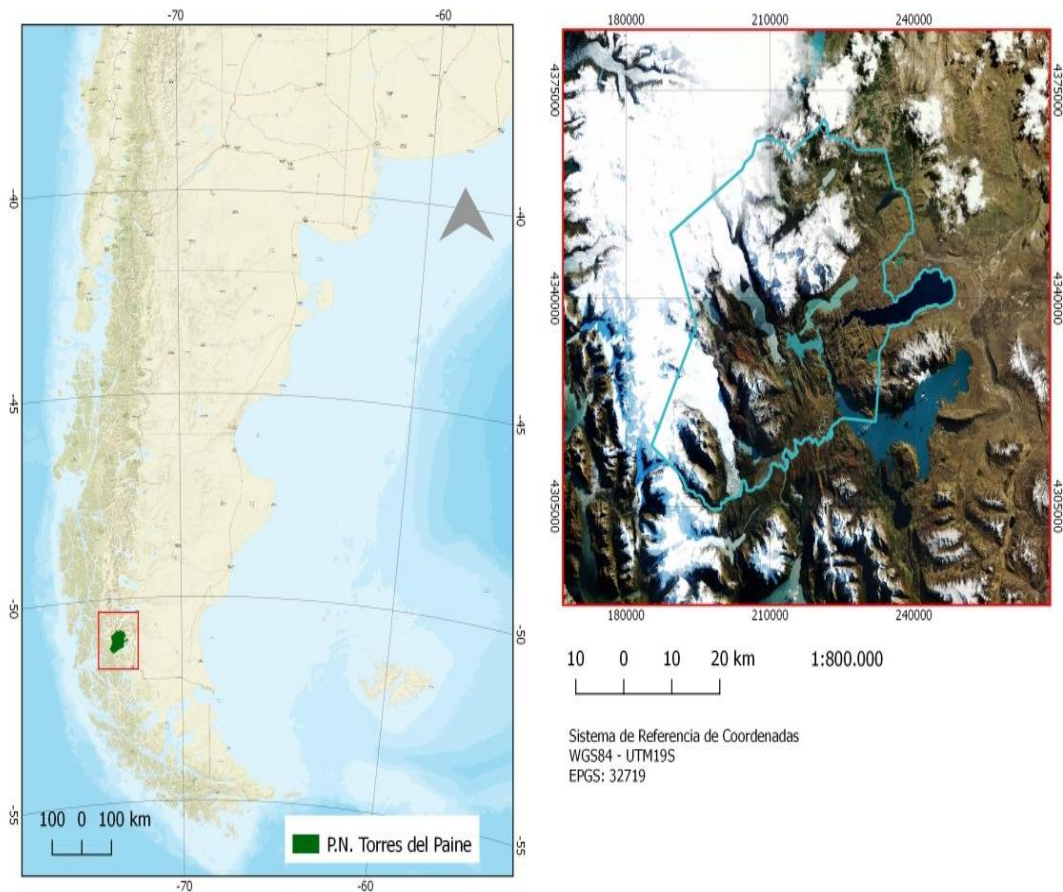


FIGURA 1. Localización geográfica del Parque Nacional Torres del Paine, Región de Magallanes y Antártica Chilena. Chile.

3.1.4. Vegetación. El Parque Nacional Torres del Paine es muy diverso en cuanto a la distribución de sus comunidades vegetales, debido principalmente a la influencia antrópica y su heterogénea topografía. Dependiendo de los rangos estimados de precipitaciones en el gradiente NO-SE, la vegetación incluye bosques perennes de Coihue de Magallanes (*Nothofagus betuloides*), bosques mixtos de Coihue de Magallanes y Lenga (*Nothofagus pumilio*), matorrales preandinos con dominancia de Notro (*Embothrium coccineum*), Chaura (*Gaultheria mucronata*), Siete Camisas (*Escallonia rubra*), bosques de Ñirre (*Nothofagus antarctica*), hasta la vegetación más xerofítica como matorrales dominados por la mata negra

(*Mulguraea tridens*), la estepa patagónica con coironales (*Festuca gracillima*), entre otros tipos de vegetación nativa y antropogénica (Pisano 1974; Clausen *et al.*, 2006; Vidal *et al.*, 2015b).

El matorral pre-andino se caracteriza por estar conformado por especies arbustivas caméfitas de mediano tamaño, no superior al metro y medio, sobre topografías con llanuras y otras en terrenos mesetiformes, insertas en zonas áridas, expuestas a vientos del oeste con pendientes suaves a fuertes (Lozano, 2006), donde la asociación del matorral xerofito pre-andino de neneo (*Mulinum spinosum*) la especie se asocia a otras como neneo macho (*Anarthrophyllum desideratum*) el espino (*Discaria chacaye*), el nardófilo (*Nardophyllum bryoides*) y el mosaiquillo (*Baccaris magellanica*), entre otras especies. Mientras que en sectores más planos y húmedos el matorral xerofito preandino se caracteriza por la dominancia de especies como el senecio (*Senecio patagonicus*) y paramela (*Adesmia boronioides*) (Pisano, 1974).

La estepa patagónica se relaciona a macizos andinos, al pie de Torres del Paine, dentro de la zona de Magallanes y Tierra del fuego (Lozano, 2006), y se define como la vegetación que cubre terrenos mesetiformes en Clima de Estepa Frío (BSK), de fisionomía duriherbosa, con ausencia de árboles, conformada por gramíneas perennes, de altura media a baja, crecimiento caméfito amacollado y resistentes a escasas de agua.

El coirón (*Festuca gracillima*) es la especie que se presenta en mayor cantidad en la estepa patagónica, cubre densamente el suelo, asociándose en champas en estratos superiores con coirón andino (*Festuca magellanica*) y *Festuca pyrogea* y en los inferiores con deschampsia (*Deschampsia flexuosa*), cola de zorro (*Hordeum comosum*), poa (*Poa alopecurus*) y coirón amargo (*Stipa humilis*). En sub-asociaciones existen comunidades de coirón (*Festuca gracillima*) y neneo (*Mulinum spinosum*), en terrenos mesetiformes con mayor

aridez, relieve accidentado con pérdidas de agua, lo cual permite el aumento de especies xerofitas, más tolerantes a bajas temperaturas y oscilaciones térmicas con arbustos como neneo (*Mulinum spinosum*) (dominante), paramela (*Adesmia boronioides*), neneo macho (*Anarthrophyllum desideratum*), calafate (*Berberis microphylla*), senecio (*Senecio filaginoides*) y mata negra (*Mulguraea tridens*) (Pisano, 1974).

3.1.5. Incendios antrópicos en Torres del Paine. En la historia de incendios que acontece en el Parque Nacional Torres del Paine, destacan tres mega-incendios considerando el número de hectáreas afectadas, debido principalmente a negligencia de turistas, que incluyen inadecuado uso del fuego en zonas de camping y lugares no autorizados. Sumado a esto, la geomorfología de la región y la poca accesibilidad para combatir el fuego, han repercutido en el aumento de la severidad de los incendios (ONEMI, 2009).

Si bien la acción humana es uno de los principales factores para el inicio del fuego dentro del Parque, la acumulación de materia orgánica en la superficie del suelo y la estación seca característica del verano, ha aumentado la severidad y consecuencias de los incendios acontecidos, que afectan en épocas reproductivas para las plantas pertenecientes al lugar, alterando procesos como la semillación, influyendo en la riqueza de especies post-incendio (Dollenz & Ivanovic, 1996), donde muchas veces se ven favorecidas plantas exóticas en la recolonización de cada sitio afectado (Bell *et al.*, 1993).

Distintas evaluaciones sobre los impactos de los incendios en el Parque Nacional Torres del Paine han observado que las superficies afectadas en cuanto a número de hectáreas corresponden a matorrales y estepa, comprendiendo alrededor de un 50% sólo entre los incendios de los años 1985 y 2005 (Dollenz & Ivanovic, 1987; Navarro, 2008; ONEMI, 2009), una de las razones por la cual la estepa es tan vulnerable a los incendios se debe a la alta combustibilidad de la

vegetación que la compone, con altas velocidades de propagación, mientras que en los matorrales la velocidad disminuye, pero la cantidad de combustible es mayor, exceptuando a sitios con predominancia de la especie *Berberis microphylla*, la cual tiene baja combustibilidad (Navarro, 2008).

La frecuencia en la que el fuego y su alta severidad recae en los ecosistemas, influye en la capacidad de la vegetación para recuperarse por sí misma, más aun cuando las especies que lo componen son altamente sensibles al calor excesivo (Zouhar *et al.*, 2007).

Muchas especies se vuelven vulnerables frente a la acción del fuego, afectando sus medios de propagación, y competencia frente a otras especies exóticas y la forma en que los incendios han afectado la distribución espacial de los ecosistemas nativos influyen en su capacidad de recuperación, es por ello que una evaluación acertada de los cambios que producen los incendios y su comportamiento resulta ser un rasgo clave para regenerar ecosistemas nativos, considerando la heterogeneidad y riqueza de especies que componen la estepa patagónica del Parque (Vidal *et al.*, 2015a). Si bien muchas iniciativas de restauración se han aplicado en el parque, la gran mayoría ha abarcado zonas de bosque, y no las otras comunidades vegetacionales como matorrales y estepa, tomando en cuenta que en número de hectáreas han sido mayormente afectadas y su riqueza de especies, es sin duda un factor para la recomposición del lugar.

3.2. Selección de especies no resilientes al fuego

3.2.1. Paramela. *Adesmia boronioides* Hook. f. El subgénero *Adesmia*, incluye alrededor de 230 especies, y se extiende a lo largo de la Cordillera de los Andes desde el norte de Perú hasta Tierra del fuego, principalmente en regiones semiáridas en las regiones de Chile, Argentina, Bolivia, Perú, sur de Brasil y Uruguay (Correa, 1984). Es un género exclusivamente sudamericano y el más grande de las leguminosas austro-extratropicales de nuestro continente, donde su centro de polimorfismo es la cordillera chileno- argentina. En Chile central y norte se desarrollan numerosas especies endémicas, mientras que hacia el sur existe mayor especiación y más especies comunes con Argentina, a medida que la cordillera se va retirando (Bukart, 1967), entre estos dos países existe el mayor número de especies de *Adesmia*, 22 nativas por país de las cuales son endémicas el 41% en Chile y el 37% en Argentina (Mihoc *et al.*, 2006).

Adesmia boronioides pertenece a la familia de las leguminosas (Dicotiledoneas: Fabaceae). Es un arbusto erecto, que mide entre 40 y 200 cm. Florece entre los meses de noviembre y enero en estepas costeras (Moore, 1983). Es una especie muy ramificada y resinosa, con fragancia cítrica (Guerrido & Fernández, 2007).

En Chile se desarrolla en provincias sub-antárticas, en pampas y cerros entre los 150 y 1480 m.s.n.m. (Ulibarri & Bukart, 2000), mientras que, en la Región de Magallanes también se encuentra distribuida en matorrales preandinos en asociación con matorrales xerofitos preandinos, donde prefiere suelos arenosos, con Coirón (*Festuca gracillima*) en estepas duriherbosas (Dollenz, 1976). Mientras que en matorrales pre-andinos se encuentra asociada a neneo (*Mulinum spinosum*) (Lozano, 2006).

El Ministerio del Medio Ambiente (2017) señala que esta especie está clasificada como preocupación menor, protegida solamente en Parque Nacional Pali Aike y Parque Nacional Torres del Paine (Domínguez, 2012).

Adesmia boronioides posee tallos ramosos y hojas compuestas, sin pelos y con segmentos laminares de una forma que va desde puntiforme a glandular. Presenta un pecíolo con más de 10 mm y estipulas discretas. Las hojas miden entre 3 y 6 cm y sus folíolos de 4 a 6 mm, siendo éstos obovados a obcordados, carnosos, glabros, brillantes y dentados a crenados con glándulas crateriformes en el margen distal.

Su inflorescencia es amarilla, aperfumada y densiflora, la cual puede medir entre 4 a 7 cm con 10 a 30 flores, sus racimos son laterales o terminales, y cada una de sus flores mide entre 7 y 10 mm. El cáliz es campanulado, parcialmente pubescente, glanduloso, con dientes de 1mm, seríceo-pubescentes interiormente. El estandarte mide 6 a 8 mm, con un limbo obcordado, amarillo y filamentos por sobre los 6 mm, alas y quilla glabras de 5 mm (Correa 1984; Moore, 1983).

El fruto es un lomento de 15 a 18 cm con semillas de 2 a 2,5 mm de diámetro. Presencia de Artejos (3 a 5) de 4,5 a 6 mm, semicirculares, dehiscentes (Correa 1984; Moore, 1983).

3.2.2. Neneo Macho. *Anarthrophyllum desideratum* Benth. El género *Anarthrophyllum* posee alrededor de 15 especies, habita en regiones frías y secas. En Chile habitan en algunas provincias centrales y en Magallanes (Correa, 1984).

Anarthrophyllum desideratum es una planta de una altura que va desde los 10 hasta los 60 cm. Crece en cojines, generalmente en la estepa junto a gramíneas, con arbustos enanos, sobre rocas (Moore, 1983). Florece a principios de la primavera y fructifica antes de comenzar el verano (Guerrido & Fernández, 2007).

Posee tallos procumbentes a erectos, muy ramificados y seríceos por encima, con entrenudos cortos de hasta 15 mm. Sus hojas trifoliadas son glaucas, también seríceas y plateadas, donde sus segmentos laminares miden entre 4 a 14 mm, lineales, agudos, con espinas apicales de 1 mm. Su peciolo mide entre 1 a 2 mm, estípulas subuladas, parduscas, lanceoladas, con pedúnculos de 4 a 6 mm.

Sus flores tienen una longitud de 16 a 20 mm, solitarias, apicales, rojas a anaranjadas, rosadas, o en ocasiones amarillas. El cáliz es pubescente con un color que varía de café a seríceo plateado. Su labio superior es bilobulado y el inferior tridentado, donde los dientes miden 2 mm. El estandarte mide de 5 a 6 mm, de forma ovada a flabelada, lampiño o con pelos próximos al ápice. Alas oblongas a oblanceoladas de 10 a 15 mm, y una quilla de 9 a 12 mm. Los filamentos miden sobre los 13 mm de longitud (Correa 1984; Moore, 1983).

Las legumbres de *Anarthrophyllum desideratum* miden 18 a 25 x 5 a 8 mm, son oblongas, acuminadas y seríceas. Las semillas 2 a 5 x 1 mm, de color café oscuras, suaves (Moore, 1983).

Después de los incendios ocurridos en el Parque Nacional Torres del Paine se estudió la sensibilidad de esta especie frente a los incendios, demostrando que tiene rebrote casi nulo en ecosistemas de estepas (Nicolcar, 2015a). Sin embargo el Ministerio del Medio Ambiente, categoriza esta especie como preocupación menor, en cuanto a estado de conservación.

3.2.3. Mata negra *Mulguraea tridens* (Lag.) N. O'Leary & P. Peralta. Con al menos 11 especies, el género *Mulguraea*, se distribuye principalmente en zonas áridas en la zona sur de Sudamérica (O'Leary *et al.*, 2009).

Mulguraea tridens y su abundancia dentro de un paisaje se reconoce por el color verde oscuro a negruzco (Pisano, 1974), definiendo formaciones arbustivas que destacan por sobre la otra vegetación existente, superando cubiertas de hasta un 60%, desarrollándose de manera preferente en suelos arenosos y limo-arenosos (Dollenz, 1976). En Torres del Paine, se encuentra principalmente en la estepa patagónica, donde las condiciones de aridez y vientos favorecen su crecimiento (Pisano, 1974), y según estudios sintaxonómicos (*e.g.* Vidal *et al.*, 2015c) forma comunidades vegetacionales descritas bajo el nombre de Acaeno-Mulgaretum tridentis. Según Peralta *et al.* (2008) florece de diciembre a febrero.

En cuanto a su morfología es un arbusto erecto que mide entre uno y un metro y medio de altura, se caracteriza por su color negruzco, sus hojas dimorfas de macroblastos de 4x3 mm, sésiles, trilobadas a tripartidas, lóbulos agudos, punzantes con margen revoluto, mientras que sus hojas de braquiblasto varían entre los 1.3 a 1.5 mm, sésiles, ovadas, enteras, carnosas, dísticas agudas, con margen revoluto, cara adaxial lisa hispídula, abaxial surcada longitudinalmente en la parte media, con pelos breves, adpresos (Peralta *et al.*, 2008).

Sus flores tienen la particularidad de medir entre 5 a 5,5 mm, densamente hispídulas, con dientes agudos y rígidos, los adaxiales muy breves y los abaxiales más desarrollados con una medida de 0,5 a 1 mm, por otro lado su corola mide entre 9,5 y 10 mm suele variar su color de blanco a lila con pubescencia adpresa – rectosa en el exterior de la mital del tubo y de los lóbulos agudos y emarginados (Peralta *et al.*, 2008). Mientras que sus frutos son nueces encerradas en el cáliz (O' leary *et al.*, 2009).

El Ministerio del Medio Ambiente (2017) categoriza como vulnerable en su estado de conservación, y podría haber empeorado en los últimos años en el Parque Nacional Torres del Paine, donde diversos estudios han concluido ciertas condiciones de estrés relacionadas con incendios disminuyen sus tasas de rebrote y regeneración post- fuego (Vidal *et al.*, 2015c). Al determinar que esta especie genera un matorral único en su tipo dentro de un área protegida (Domínguez, 2006), se hace aún más necesario su estudio y protección, considerando su acotada distribución geográfica (Niculcar, 2015b).

3.3. Protocolos de colecta y germinación

3.3.1. **Colecta y selección de germoplasma.** La colecta de material fue realizada por el SAG, en los sectores de Ultima Esperanza. Se seleccionaron semillas de estas tres especies no resilientes al fuego, principalmente porque al ser dominantes de la vegetación, los individuos son potencialmente edificantes de la comunidad perturbada. Las semillas fueron entregadas junto a una base de datos para reconocer características como ubicación, número de sobres y porcentaje de germinación, para tener una referencia previa a la siembra (Tabla 1), y con este último dato fue posible filtrar entre las que poseían los valores más altos para ser utilizadas en el ensayo.

TABLA 1. Características generales de lotes de semillas seleccionados.

Especie	Sector de colecta	% Germinación
<i>Mulguraea tridens</i>	Lago Sarmiento P.N Torres del Paine	45
<i>Anarthrophyllum desideratum</i>	Estancia Lazo P.N Torres del Paine	8,5
<i>Adesmia boronioides</i>	Lago Pehoé P.N Torres del Paine	56

La clasificación del germoplasma se realizó en base a peso gracias al selector semilla, las semillas que quedaban en el fondo eran las con mayor peso, y por ende las seleccionadas. También se consideró el color de madurez, según literatura (Correa 1984; Moore, 1983), para optimizar la germinación y trabajar con un germoplasma más homogéneo (Figura 2).

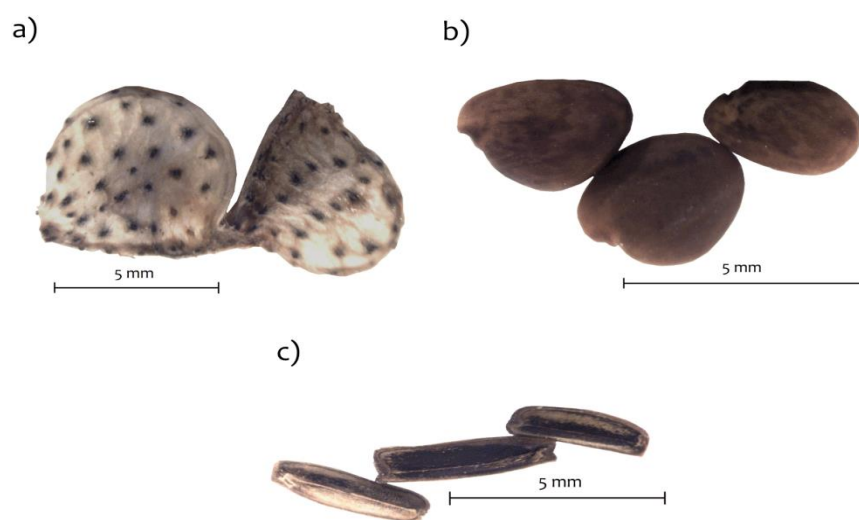


FIGURA 2. Semillas utilizadas los ensayos de restauración ecológica para estratificación, desarrollo y crecimiento inicial de plántulas de especies no resilientes al fuego: a) Paramela (*Adesmia boronioides*); b) Neneo macho (*Anarthrophyllum desideratum*) y; c) Mata negra (*Mulguraea tridens*).

La diferencias de peso en las semillas se relaciona con caracteres adaptativos en el cual una semilla de mayor peso tendrá un mayor reservorio nutricional a diferencia de las más pequeñas (Baker, 1972), es por ello que se eligieron semillas a través del selector, que dejaba las más pesadas una vez que terminaba el proceso.

3.3.2. Estratificación de las semillas no resilientes al fuego. Para *Adesmia boronioides* y *Mulguraea tridens*, según los datos recopilados, analizados y concluidos por el SAG en el “*Plan de monitoreo integrado de indicadores ecológicos, y resiliencia ecosistémica post-fuego en Torres del Paine*” (Vidal, 2015a), se estratificaron estas 2 especies en 2 meses cada una a 4°C, además estos tiempos fueron corroborados a través de los lotes seleccionados para el ensayo, ya que las germinaciones más altas coincidían con los tiempos de estratificación anteriormente mencionados.

Para *Anarthrophyllum desideratum*, en tanto, fue necesario un ensayo extra, el cual consistió determinar el tiempo de estratificación, debido a que no había resultados concluyentes en el cual esta especie debía permanecer en frío a 4°C para su germinación. Por esta razón se analizaron en placa petri tres tiempos diferentes de estratificación: uno, dos y tres meses (tratamientos); para cada tratamiento se consideraron tres colores diferentes de maduración: Pardo oscuro (8286 N burntside), pardo claro (7766 Rich Amber) y verde (8196 N Wood Sorrel) (Figura 3). Previo a ingresarlas a las cámaras de frío se expusieron por 5 minutos en luz UV, para eliminar hongos propios externos de la semilla. En total se experimentó con un total de 33 semillas por tratamiento de tiempo de estratificación.



FIGURA 3. Semillas de *Anarthrophyllum desideratum* para el micro ensayo en diferentes tiempos de estratificación, variando el color de madurez en 3 tonos.

3.3.3. Sustratos de prueba para el crecimiento de plántulas. El experimento de germinación y crecimiento inicial de las especies de plantas sensibles al fuego, se estableció sobre tres tipos de sustratos: a) suelo no incendiado (sin inc); b) suelo incendiado (con inc) y; c) sustrato artificial (artific). Primeramente, se seleccionó un sitio del sector Lago Sarmiento para la colecta del suelo, debido a que es un sector representativo de la estepa patagónica dentro del parque, y por lo tanto, el hábitat típico de las especies no resilientes. Además, este sector no ha sido incendiado por los eventos de fuego recientes (Vidal, 2015a) (Figura 4). Parte del suelo colectado fue mantenido sin ser expuesto al fuego (sin inc) y fue tamizado a 4.75 mm.

El suelo incendiado (con inc), se expuso a altas temperaturas en horno de convección por 5 minutos a 150°C. La justificación para esta temperatura y tiempo de exposición se debió principalmente a información proporcionada por el “*Plan de monitoreo integrado de indicadores ecológicos, y resiliencia ecosistémica post-fuego en Torres del Paine*” (Vidal *et al.*, 2015a), Este estudio mostró que, a distintas severidades de incendios, los efectos principales del fuego sobre el suelo se establecieron sobre la cantidad de materia orgánica, mientras que, el Nitrógeno, Carbono y Fósforo, principales macronutrientes no presentaban diferencias significativas entre severidades. Complementariamente Neary *et al.* (2005),

dieron cuenta de que temperaturas sobre los 100°C afectan la materia orgánica, mientras que otros macronutrientes no cambian (o volatilizan) en temperaturas inferiores a 200°C. Además, los tiempos de exposición del fuego en la estepa patagónica debieron ser relativamente cortos dada la escases de combustible grueso y el viento predominante. Así, se decidió exponer el suelo sólo durante 5 minutos. Luego de establecido el tratamiento de incendio en el suelo, se procedió a tamizarlo a 4,75 mm.



FIGURA 4. Sitio de colecta de suelo (Sector Sarmiento), utilizado como sustrato para los experimentos de crecimiento de plántulas de las especies de estepa no resilientes al fuego.

Finalmente el sustrato artificial era inerte químicamente, basado en arena: perlita: vermiculita en las razones 1:1:1, con el cual usualmente los laboratorios de germoplasma, realizan los ensayos de germinación estándar con diversos fines.

3.3.4. Preparación de ensayo de germinación. Los ensayos de germinación fueron preparados en almacigueras, en cuyas casillas fue depositado el suelo con distintos tratamientos. Se utilizaron casillas para sembrar individualmente 160 semillas de *Mulguraea tridens*, 160 semillas de *Adesmia boronioides*, y 130 semillas *Anarthrophyllum desideratum*.

En cuanto a los tipos de suelo para el suelo incendiado y no incendiado se utilizó sustrato perlita en el fondo de las casillas (4 gr), para optimizar el drenaje y la cantidad de suelo disponible post-tamizado. Se sembró cada especie a 2 mm de profundidad, se regó a capacidad de campo, para proceder a taparlas con plástico, y dejarlas en la cámara de frío a 4°C.

3.3.5. Germinación y fenología de plántulas. Una vez que el tiempo de estratificación se cumplió, los almácigos fueron trasladados a una zona de germinación y crecimiento con temperatura controlada a 18°C, con iluminación LED por 18 horas, y 6 de oscuridad. Se observó primeramente la germinación de las semillas depositadas en las casillas de las almácigos, para luego registrar el tamaño de las mismas (longitud).

3.3.6. Registro del crecimiento inicial de plántulas. Para cada especie y tratamiento se estableció un protocolo de medición el cual consistía en determinar las siguientes variables: a) tasa de germinación; b) longitud de las plantas germinadas; c) n° de hojas verdaderas; d) longitud de hojas verdaderas y; e) mortalidad de plantas. Cada medida fue determinada con un pie de metro digital de precisión de 0,1 mm.

Una de las modificaciones en el manejo dentro de los protocolos de crecimiento fue emplear un manejo mecánico de hongos, y evitar la aplicación de fungicidas, ya que se había observado anteriormente que estas tres especies eran altamente sensibles a estos químicos.

De manera anexa se iba estimando la sobrevivencia y mortalidad de las plántulas, etiolación u otras observaciones anecdóticas. También se tomó una captura fotográfica de las primeras hojas verdaderas (Figura 5). Todos los registros eran almacenados semanalmente en una planilla Excel. Los registros se llevaron dos veces por semana desde el 03 de marzo de 2016 hasta el 29 de junio de 2016 (25 mediciones en total). Considerando las 320 casillas sembradas para *Adesmia boronioides* y *Mulguraea tridens*, mas las 130 casilla sembradas de *Anarthrophyllum desideratum*, y las 5 variables registradas, la base de datos para los experimentos de crecimiento de plántulas consistió en una matriz con 16.250 datos.

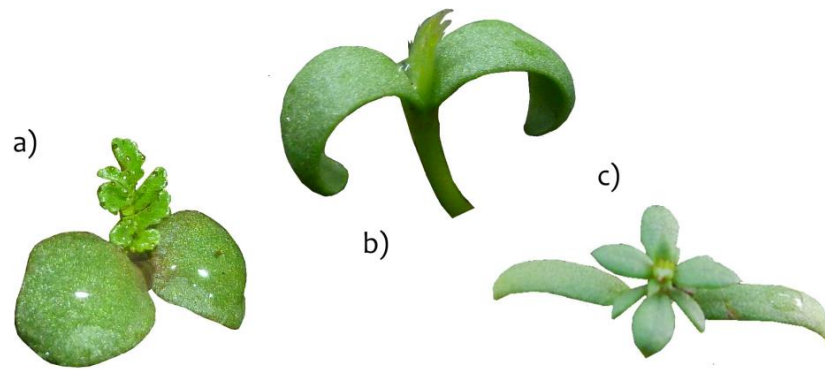


FIGURA 5. Primeras hojas verdaderas en plántulas de A) *Adesmia boronioides*, B) *Anarthrophyllum desideratum*; C) *Mulguraea tridens*. (derecha-izquierda).

3.3.7. Medición de biomasa de plántulas. Las raíces finas de una planta son importantes para determinar las características del suelo, en cuanto a su disponibilidad de agua y nutrientes, y su biomasa es un determinante en la fijación de carbono del sistema (Jackson *et al.*, 1997).

Para esta medición fue necesario sacar a las plantas del sustrato, limpiarlas, separarlas entre parte aérea y radical, cada parte fue pesada en estado húmedo, luego ingresadas al horno por 48 horas a 70°C, posteriormente se tomó el peso seco. Cada especie era almacenada en un sobre de papel, con datos como el tipo de suelo, parte radical o aérea, el peso seco y húmedo, estos datos fueron almacenados en una planilla Excel.

3.3.8. Preparación de base de datos y análisis estadístico. Para la caracterización química de los suelos (o sustratos) incendiados y no incendiados, se realizaron análisis químicos de muestras colectadas en terreno. Parte de dichas muestras fueron sometidas al calor en horno de convección, mientras que el resto no fue expuesta al calor (ver materiales y métodos 3.3.3). Los análisis químicos consideraron las siguientes variables: pH, materia orgánica (%), nitrógeno disponible (mg/Kg), fósforo Olsen (mg/Kg) y potasio disponible (mg/Kg). Los análisis se realizaron en el “Laboratorio de análisis de Suelos y Plantas de la Universidad de Concepción”. Debido a que solamente se analizó una muestra por condición incendiado y no incendiado, no se realizaron comparaciones estadísticas entre tratamientos.

Para los ensayos adicionales de estratificación de semillas de *Anarthrophyllum desideratum*, se estimó el porcentaje de germinación de semillas, de acuerdo a los diferentes colores y tiempos de estratificación. Se realizaron comparaciones directas entre grupos, sin pruebas estadísticas.

La germinación fue estimada mediante porcentajes en función de los tiempos de observación y seguimiento de las semillas germinadas. Se realizó un análisis de varianza de medidas repetidas sobre los porcentajes, para evaluar diferencias en los patrones de germinación entre sustratos en función del tiempo. Las comparaciones múltiples se realizaron mediante la prueba Tukey (Sokal & Rohlf, 1981).

Los patrones de sobrevivencia y mortalidad de plántulas, fueron evaluados mediante comparaciones directas de los porcentajes. El crecimiento longitudinal acumulado se estimó mediante la suma de crecimientos individuales en función de los tiempos de observación. Esta suma se realizó considerando sólo los individuos que sobrevivieron hasta el final del experimento. Se realizó un análisis de varianza de medidas repetidas (prueba Tukey de comparaciones múltiples), para evaluar los patrones de crecimiento entre tratamientos.

Al finalizar el experimento, se evaluó la biomasa en peso seco aéreo y radical de cada plántula, a través de una balanza analítica (ver materiales y métodos 3.3.7). Las plántulas en cada tratamiento fueron promediadas en función de su peso seco aéreo y radical. Posteriormente se sumaron los pesos totales entre biomasa aérea y radical (biomasa total). Se realizó un análisis para comparaciones múltiples mediante la prueba de Kruskal-Wallis.

RESULTADOS

4.1. Atributos químicos de los suelos usados como sustratos de germinación

El pH en agua tuvo un valor de 5,76 para suelo no incendiado y 6,13 para suelo incendiado (Figura 6a), mientras que la materia orgánica se encontró en porcentajes de 7,62% y 6,24% para suelo no incendiado e incendiado respectivamente (Figura 6b). Por otra parte, el nitrógeno disponible en suelo no incendiado fue de 59,5 mg/Kg, mientras que en el incendiado fue de 52,1 mg/Kg (Figura 6c). El fósforo Olsen, tanto en suelo no incendiado como incendiado, tuvo valores de 17,2 mg/Kg y 19,8 mg/Kg respectivamente (Figura 6d). Por último el potasio disponible en suelo no incendiado e incendiado, tuvo los valores de 344,4 mg/Kg y 527,2 mg/Kg respectivamente (Figura 6e).

4.2. Experimento preliminar de estratificación en *Anarthrophyllum desideratum*

Se encontraron resultados diferenciales para las germinaciones de semillas estratificadas de acuerdo a factores como color y tiempo de estratificación. Después de un mes de estratificación con la especie *Anarthrophyllum desideratum*, se observó un porcentaje de germinación del 39,4% en semillas pardo oscuro, y 0% para los colores pardo claro y verde (Tabla 2). A los dos meses de estratificación se observaron apenas 4 semillas pardo oscuras de *Anarthrophyllum desideratum*, representando un porcentaje del 12,1%, mientras que en las semillas pardo claras germinó un 6,1%. En cambio, las semillas verdes no presentaron germinación (0%) (Tabla 2). Pasado tres meses de estratificación los porcentajes de germinación en las semillas pardo oscuras fue de un 6,1%, mientras que en las semillas pardo claras se observó un valor del 12,1%, obteniendo por otro lado 0% en semillas verdes (Tabla 2).

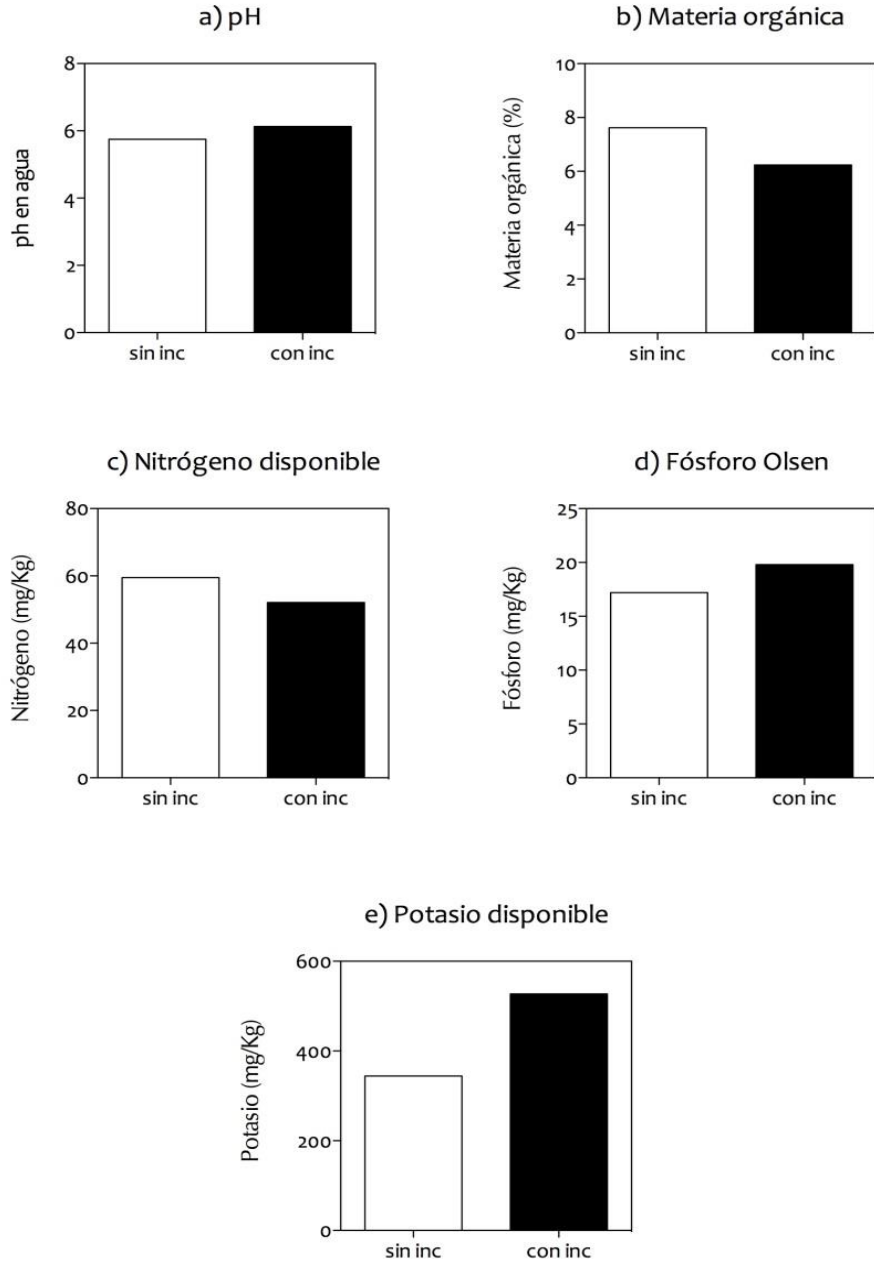


FIGURA 6. Atributos químicos de suelo usado como sustrato de germinación en el presente estudio. Se muestran los resultados más relevantes indicando: a) pH; b) materia orgánica (%); c) nitrógeno disponible (mg/Kg); d) fósforo Olsen (mg/Kg) y; e) potasio disponible (mg/Kg), entre suelo sin incendio (sin inc) e incendiado (con inc).

TABLA 2. Porcentajes de germinación (%) para semillas de *Anarthrophyllum desideratum*, con tres colores de madurez diferentes: pardo oscuro, pardo claro y verde, para tres tiempos de estratificación (1 mes, 2 meses, y 3 meses).

	1 mes	2 meses	3 meses
Pardo oscuro	39,4%	12,1%	6,1%
Pardo claro	0,0%	6,1%	12,1%
Verde	0,0%	0,0%	0,0%

4.3. Patrones de germinación de las especies estudiadas

Al cabo de 92 días de seguimiento, la tasa de germinación para *Adesmia boronioides* en sustrato artificial fue del 50%, mientras que en suelo no incendiado y suelo incendiado, fue de 62% y 69% respectivamente. El ANOVA de medidas repetidas mostró diferencias estadísticamente significativas entre los porcentajes de germinación de los tres sustratos (Figura 7a).

Para *Anarthrophyllum desideratum*, en tanto (101 días de seguimiento), la tasa de germinación para el sustrato artificial fue de 50%. Por otro lado, los suelos no incendiado e incendiado obtuvieron valores de 33% y 60% respectivamente. Las diferencias estadísticas evaluadas a través de ANOVA de medidas repetidas para *Anarthrophyllum desideratum*, son significativas entre los tres tratamientos de suelo (Figura 7b).

En el caso de *Mulguraea tridens*, las tasas de germinación para sustrato artificial, suelo no incendiado y suelo incendiado fueron de 99%, 81%, y 84% respectivamente. El ANOVA de medidas repetidas para esta especie, en sus tres tratamientos, fueron significativas a nivel estadístico (Figura 7c).

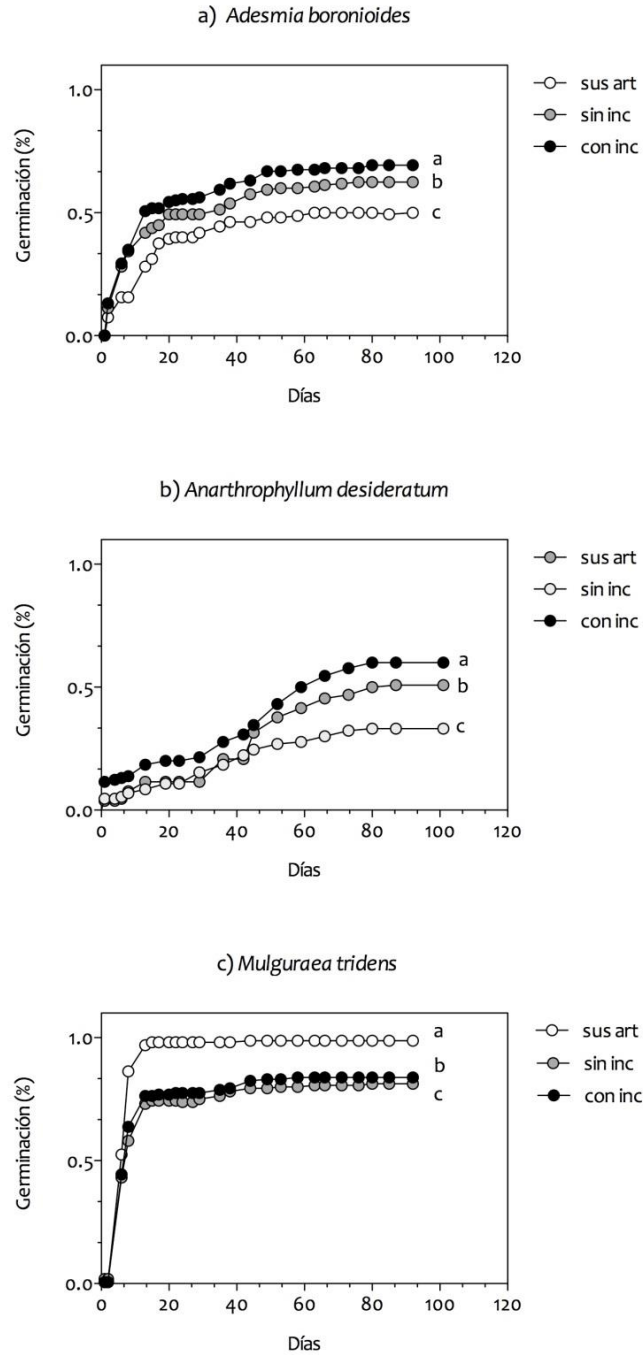


FIGURA 7. Germinación en porcentajes (%) en el curso del experimento para individuos sembrados de las especies: a) *Anarthrophyllum desideratum*; b) *Adesmia boronioides*; y c) *Mulguraea tridens* en sustrato artificial, suelo no incendiado y suelo incendiado. Las letras indican diferencias significativas ($P < 0,05$; ANOVA de medidas repetidas).

4.4. Patrones de sobrevivencia y mortalidad de las especies estudiadas

Las tasas de sobrevivencia para *Adesmia boronioides* en sustrato artificial fue de un 73%, en tanto que, para suelo no incendiado e incendiado los valores fueron de 54% y 65% respectivamente (Figura 8a). La tasa de mortalidad para esta especie en sustrato artificial fue de un 27%, mientras que en el suelo no incendiado se observó el valor más alto de 46%. El suelo incendiado, en tanto, tuvo una mortalidad del 35% (Figura 8b).

El caso de *Anarthrophyllum desideratum*, la tasa de sobrevivencia en el sustrato artificial fue la más alta con un valor del 23%, por otra parte, el valor más bajo fue del suelo no incendiado con un 11%. En suelo incendiado, la tasa de sobrevivencia fue de apenas un 18% (Figura 8a). Las tasas de mortalidad de *Anarthrophyllum desideratum* en el sustrato artificial lograron un 77%, correspondiente a 51 plántulas. En suelo no incendiado e incendiado se observaron valores de 89% y 82% respectivamente (Figura 8b).

La sobrevivencia dada por la especie *Mulguraea tridens* en sustrato artificial y suelo no incendiado fue de 34% y 33% respectivamente. Por otra parte, en suelo incendiado las plántulas sobrevivientes fueron 85, representando un 63%, siendo éste el valor más alto de sobrevivencia para la especie (Figura 8a). La mortalidad en sustrato artificial, suelo no incendiado y suelo incendiado, fue de 66%, 67% y 37% respectivamente (Figura 8b).

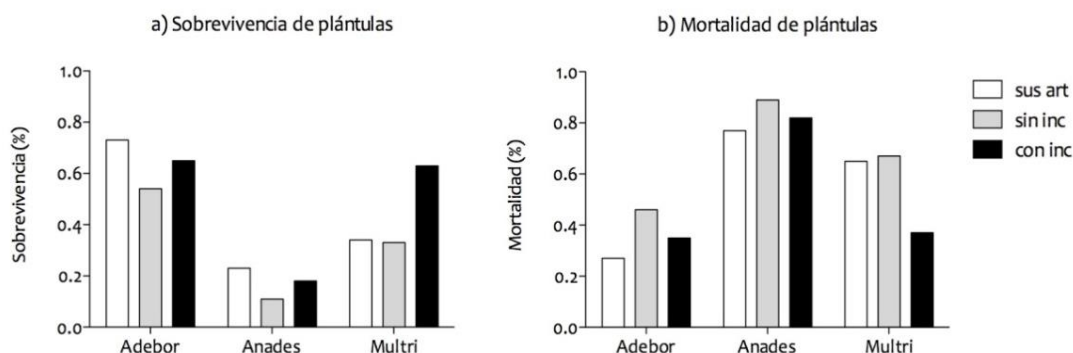


FIGURA 8. Tasas (%) de sobrevivencia (a) y mortalidad (b), para individuos sembrados de las especies *Adesmia boronioides* (Adebor), *Anarthrophyllum desideratum* (Anades) y *Mulguraea tridens* (Multri) en tres tratamientos con sustrato artificial (sus art), suelo no incendiado (sin inc), suelo incendiado (con inc).

4.5. Patrones de crecimiento inicial en plántulas de las especies estudiadas

El crecimiento longitudinal acumulado para la especie *Adesmia boronioides* en el sustrato artificial fue de 113,14 cm, mientras que, para el suelo no incendiado e incendiado las medidas sumadas fueron de 113 cm y 193 cm respectivamente (Figura 9a). El ANOVA de medidas repetidas encontró diferencias significativas entre el suelo incendiado y los otros dos tipos de sustrato. En suelo no incendiado y el sustrato artificial no se encontraron diferencias significativas.

El caso de *Anarthrophyllum desideratum*, el crecimiento acumulado durante los 101 días de crecimiento sumó un total de 26,1 cm en el sustrato artificial. En suelos sin incendio el valor fue de 7,6 cm, obteniendo sumatorias de 269,8 cm en suelos con incendio (Figura 9b). Se encontraron diferencias significativas entre los tres tratamientos a través del ANOVA de medidas repetidas.

Para *Mulguraea tridens* el crecimiento acumulado llegó a los 33,7 cm en el sustrato artificial, mientras que, en suelos sin incendio llegó a la suma de 124,4 cm, alcanzando su valor máximo en suelos incendiados con 238,0 cm (Figura 9c). El ANOVA de medidas repetidas arrojó diferencias significativas entre los tres tipos de tratamientos o sustratos.

4.6. Patrones de crecimiento en biomasa de las especies estudiadas

Los crecimientos en biomasa (peso seco en gramos) radical y aérea, para las especies estudiadas son reportados en la figura 10. *Adesmia boronioides* registró un peso en biomasa aérea promedio (\pm error estándar) en sustrato artificial de 0,016 gr (\pm 0,001), mientras que, en suelo no incendiado e incendiado registró un crecimiento en biomasa de 0,038 gr (\pm 0,004) y 0,030 gr (\pm 0,002). El análisis Kruskal-Wallis para comparaciones múltiples (K-W, $p < 0,0001$), mostró diferencias para la biomasa aérea entre el sustrato artificial y los otros dos tipos de suelo. Entre el suelo sin incendio y con incendio, sin embargo, no se detectaron diferencias significativas (Figura 10a).

En el caso de *Anarthrophyllum desideratum*, el promedio de su biomasa aérea (\pm error estándar), en sustrato artificial, suelo no incendiado e incendiado fue de 0,009 gr (\pm 0,001), 0,010 gr (\pm 0,003), 0,011 gr (\pm 0,002) respectivamente. A través del análisis Kruskal-Wallis para comparaciones múltiples (K-W, $p < 0,7797$), no se observaron diferencias significativas entre los tres sustratos (Figura 10a).

Para *Mulguraea tridens*, la biomasa aérea obtuvo un promedio (\pm error estándar) de 0,001 gr (\pm 0,000) para el sustrato artificial, en tanto, en suelos no incendiado e incendiado los valores fueron de 0,021 gr (\pm 0,000) y 0,019 gr (\pm 0,001) respectivamente. El análisis Kruskal-Wallis para comparaciones múltiples (K-W, $p < 0,0001$), observó diferencias significativas entre el sustrato artificial y los otros dos tipos de suelo. Entre el suelo incendiado y no incendiado no existieron diferencias significativas (Figura 10a).

El peso seco de biomasa radical promedio (\pm error estándar) para *Adesmia boronioides* en sustrato artificial fue de 0,026 gr (\pm 0,015), mientras que para suelos no incendiados e incendiados fueron de 0,034 gr (\pm 0,004), y 0,029 gr (\pm 0,002) respectivamente. El análisis Kruskal-Wallis para comparaciones múltiples (K-W, $p < 0,0001$) no arrojó diferencias significativas entre los tres tratamientos de suelo (Figura 10b)

En la especie *Anarthrophyllum desideratum*, la biomasa radical obtuvo un promedio (\pm error estándar) de 0,005 gr (\pm 0,001) para el sustrato artificial, por otra parte, el suelo no incendiado e incendiados observó un promedios de 0,005 gr (\pm 0,001), 0,008 gr (\pm 0,001) respectivamente. El análisis Kruskal-Wallis para comparaciones múltiples (K-W, $p < 0,7797$), no determinó diferencias significativas entre los tres tipos de suelo (Figura 10b).

Los promedios de biomasa radical (\pm error estándar) para *Mulguraea tridens* en sustrato artificial, suelo no incendiado e incendiado fueron de 0,003 gr (\pm 0,000), 0,036 gr (\pm 0,004) y 0,051 gr (\pm 0,003) respectivamente. Paralelamente el análisis Kruskal-Wallis para comparaciones múltiples (K-W, $p < 0,0001$), observó diferencias significativas entre los tres tipos de suelo (Figura 10b)

Los crecimientos de biomasa total promedio (peso seco en gramos) son reportados en la figura 11 para las tres especies. *Adesmia boronioides* registró un peso total promedio (\pm error estándar) de 0,043 gr (\pm 0,002), en el sustrato artificial. En tanto para el suelo sin incendio y con incendio los promedios fueron de 0,0720 gr (\pm 0,007) y 0,059 gr (\pm 0,004) respectivamente. El análisis de Kruskal-Wallis para comparaciones múltiples (K-W, $p < 0,0005$), no arrojó diferencias significativas entre el suelo no incendiado e incendiado. Mientras que el sustrato artificial si tuvo diferencias significativas con los otros dos sustratos (Figura 11a).

Con *Anarthrophyllum desideratum*, la biomasa total promedio (\pm error estándar) para sustrato artificial, suelo no incendiado e incendiado, fue de 0,015 gr (\pm 0,001), 0,015 gr (\pm 0,004) y 0,020 gr (\pm 0,003) respectivamente. Al mismo tiempo se realizó el análisis de Kruskal-Wallis para comparaciones múltiples (K-W, $p < 0,3633$), el cual no demostró diferencias significativas entre los tres tratamientos (Figura 11b).

El peso seco total de biomasa promedio (\pm error estándar) en la especie *Mulguraea tridens*, en el sustrato artificial, suelo no incendiado e incendiado, fue de 0,004 gr (\pm 0,003), 0,057 gr (\pm 0,005) y 0,071 gr (\pm 0,003) respectivamente. El análisis de Kruskal-Wallis para comparaciones múltiples (K-W, $p < 0,0001$), determinó diferencias significativas entre el sustrato artificial y los otros dos tratamientos (suelo no incendiado e incendiado). No se encontraron diferencias significativas entre el suelo no incendiado e incendiado (Figura 11c).

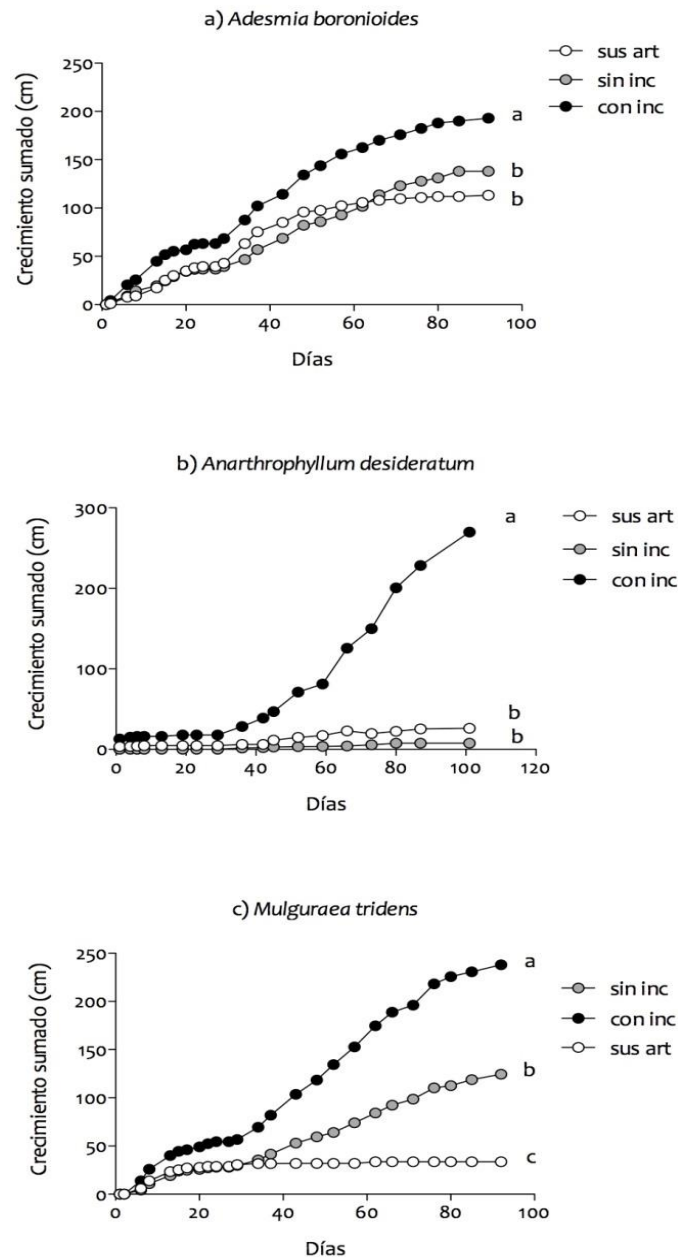


FIGURA 9. Crecimiento sumado en centímetros (cm) para el largo de las plántulas de individuos sembrados de las especies: a) *Adesmia boronioides*; b) *Anarthrophyllum desideratum*; y c) *Mulguraea tridens*, con tres tipos de sustratos: Sustrato artificial (sus art), suelo no incendiado (sin inc) y suelo incendiado (con inc). Las letras indican diferencias significativas ($P < 0,05$; ANOVA de medidas repetidas).

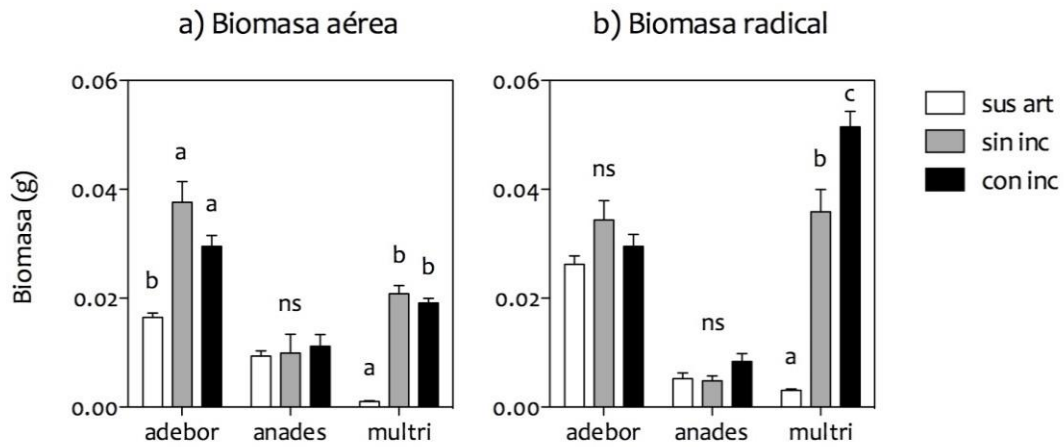


FIGURA 10. Biomasa aérea (a) y biomasa radical (b) de *Adesmia boronioides* (adebor), *Anarthrophyllum desideratum* (anades) y *Mulguraea tridens* (multri) al final del experimento bajo sustrato artificial, sin incendio (sin inc), y con incendio (con inc) (se muestra promedio \pm SE). Las diferencias significativas son mostradas por letras únicas (prueba de K-W; $p < 0,005$).

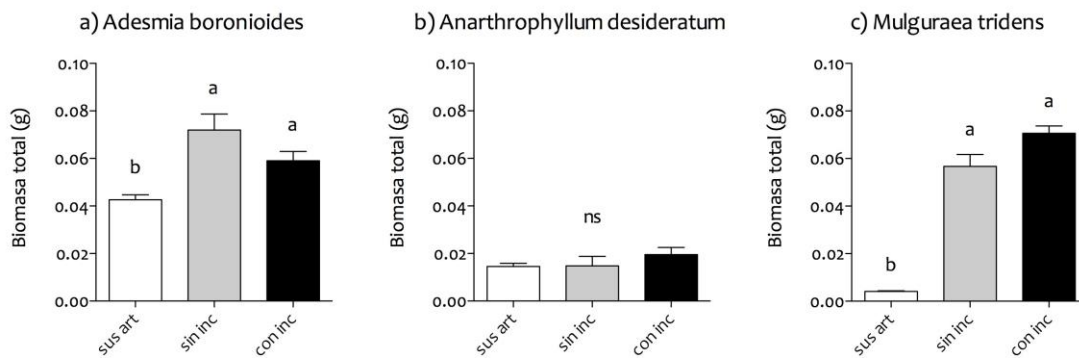


FIGURA 11. Biomasa total de a) *Adesmia boronioides*, b) *Anarthrophyllum desideratum* y c) *Mulguraea tridens* al final del experimento bajo sustrato artificial (sust art), sin incendio (sin inc), y con incendio (con inc) (se muestra promedio \pm SE). Las diferencias significativas son mostradas por letras únicas (prueba de K-W; $p < 0,005$).

5. DISCUSIÓN

5.1. Variables en análisis químico de suelo

Comparando los análisis químicos entre los dos tipos de suelo (no incendiado e incendiado), se encontró en suelo incendiado mayor pH, fósforo olsen y potasio disponible. También existió una disminución de nitrógeno disponible y materia orgánica en relación al suelo no incendiado.

Como era de esperar variables como el pH indicaron mayor alcalinidad en suelos incendiados debido a la liberación de cationes inorgánicos al suelo y el depósito de ceniza (Gliessman, 2002; Humphreys & Craig, 1981). Mientras que, la materia orgánica en suelos incendiados, también cambia disminuyendo su cantidad (Knoepp *et al.*, 2005).

Dentro de los macronutrientes se observó una mayor concentración de fósforo en el suelo incendiado, al igual que en resultados reportados en Romanya *et al.* (1994), donde aseguran que el aumento en sus concentraciones, se debe al incremento de la intensidad del fuego, el cual es capaz de mineralizar el fósforo orgánico. Knoepp *et al.* 2005, describen el fósforo como un nutriente que aumenta su disponibilidad, una vez que la materia orgánica se combustiona.

Uno de los nutrientes que aumentó considerablemente su concentración fue el potasio, las concentraciones observadas en este ensayo, son coincidentes con estudios anteriores, como el de Sánchez *et al.* (1994). Estos autores evaluaron la respuesta de las propiedades químicas del suelo frente a los incendios forestales, observando una respuesta positiva en la acumulación de potasio, atribuyendo este aumento al depósito de ceniza post-fuego, el cual durante la combustión, aumenta la disponibilidad por aumento de la concentración de cationes (Úbeda, 2001; Marion *et al.*, 1991; DeBano *et al.*, 1998).

Sin embargo, un incremento del potasio disponible se puede deber a otros factores, como la relación entre aumento de alcalinidad (Knoepp *et al.*, 2005), o correlaciones entre incremento de temperatura y aumento de disponibilidad de este nutriente (Badía & Matí, 2003; Afif & Oliveira, 2006).

Las concentraciones de nitrógeno disponible fueron altas en ambos tratamientos de suelo (no incendiado e incendiado), no se observaron variaciones considerables. Este resultado puede estar relacionado con la variabilidad de la colecta de suelo, que a pesar de pertenecer a un mismo lugar, correspondían a distintos puntos, tanto para suelo incendiado como no incendiado. Además presentaban distinta vegetación, la cual podría haber influido en las diferentes concentraciones iniciales de nitrógeno disponible (Navarro & Navarro, 2003), por diferencias de absorción de nitrógeno en ambos puntos, considerando que este macronutriente es el más esencial (Kass, 1998), podría haberse encontrado en cantidades bajas antes de exponerlo al horno, y haber aumentado su disponibilidad con el calor (Knoepp *et al.*, 2005) sin que fuera percibida.

A grandes rasgos, se puede decir, que la fertilidad aumenta, considerando los principales macronutrientes. Estas variables contribuyen a un crecimiento potencialmente mayor en plantas que se encuentran en suelos incendiados, las cuales aprovechan los nutrientes como nitrógeno, fósforo y potasio (Navarro & Navarro, 2003).

Las características químicas del suelo, podrían dar cuenta frente a que severidad se encontró expuesto, debido a que sus principales características químicas (*e.g.* pH, materia orgánica, nitrógeno, fósforo y potasio), se encuentran en constante cambio ya sea aumentando o disminuyendo su disponibilidad a medida que se exponen al calor (Knoepp *et al.*, 2005; Neary & DeBano, 2005). Es por ello que se consideraron datos recopilados por Vidal *et al.* (2015a), en distintos puntos con formaciones vegetacionales de estepa en el Parque Nacional Torres del Paine, el año 2013, registraron diferentes características entre las cuales se encontraban análisis químicos de suelo, estableciendo al mismo tiempo diversas severidades (*e.g.* baja, moderadamente baja y moderadamente alta). Con estos datos se pudo comparar las características nutritivas de los suelos de

estepa incendiados, con las obtenidas en este ensayo, las cuales coinciden con las de una severidad moderadamente baja en similares valores de pH, materia orgánica, y nitrógeno disponible, mientras que el potasio y el fósforo fueron más bajas en los registros del año 2013. Una de las razones en las variaciones de fosforo y potasio comparadas con los registros anteriores, se pueden deber a los tiempos en que las muestras fueron analizadas, ya que se tomaron en noviembre del 2013, donde especies efímeras pudieron haber profitado prontamente a principios de primavera de los atributos nutricionales del suelo (Bell *et al.*, 1993). Estas especies podrían haber tomado los nutrientes disponibles, bajando sus concentraciones (Busse & DeBano, 2005), mientras que los valores del suelo incendiado para esta tesis, en particular, no tuvieron una aparentemente alta absorción por parte de las plantas, por lo que la mayor disponibilidad de estos nutrientes se pudo haber mantenido intacta post-quema (Romanya *et al.*, 1994; Sánchez *et al.*, 1994; Badía & Matí 2003).

5.2. Estratificación de *Anarthrophyllum desideratum*

En el ensayo de estratificación se observaron claras diferencias entre las semillas pardo oscuras, que tuvieron mayores porcentajes de germinación al primer mes de tratamiento, que los otros dos colores (pardo claro y verde).

Las semillas pardo oscuras tuvieron un alto porcentaje de germinación al mes de estratificación, el cual fue disminuyendo a medida que se realizaron los conteos en los dos y tres meses. Por lo que la tendencia principal es una temprana germinación al mes de estratificación. *A. desideratum* a pesar de ser una especie semillera tuvo un comportamiento similar a especies efímeras, en cuanto a su germinación y tiempo de estratificación. Otro comportamiento atribuible a las especies efímeras son las floraciones tempranas a inicios de primavera, lo cual es también observado en *A. desideratum*, la cual indicaría que esta especie podría tener estrategias de permanencia, que permitirían tener una disponibilidad temprana de semillas en su banco natural del suelo en caso de cualquier eventualidad (*e.g.* incendio) (Bell *et al.*, 1993).

En tanto la estratificación de semillas pardo claro, aumentaron su tasa de germinación en los dos y tres meses en frío (6,1% y 12,1% respectivamente). Éste caso en particular podría dar cuenta de que la especie *Anarthrophyllum desideratum*, podría presentar alguna estrategia de semillación heterogénea, para que sus plántulas sobrevivan a oscilaciones climáticas como heladas o sequías.

Sin duda, el color de las semillas de *Anarthrophyllum desideratum*, pueden dar cuenta de la relación entre color de madurez y tasas de germinación, donde el color de semilla más adecuado sería el pardo oscuro, aun siendo heterogéneos sus colores. Singh *et al.* (2009) de igual forma, aseveran que los colores de semilla para una misma especie, dentro de una misma muestra, pueden ser heterogéneos, y basado en esto, el color puede ser utilizado como un indicador visual de calidad en la semilla. Otro ejemplo, es el de *Brassica rapa*, que contiene semillas que son heterogéneas en color, dentro de la misma silicua (Puga-Hermida *et al.*, 2003).

Los ensayos previos realizados por el Laboratorio de Germoplasma en la Región de Magallanes, dejan en evidencia los bajos porcentajes de germinación para esta especie, los cuales eran cercanos al 0,04%, para 37 días de estratificación, en sustrato artificial, es por ello que, la selección por color podrían ser una solución, para que de esta manera, la germinación de dicha especie aumente.

5.3. Tasas de germinación

Las germinaciones fueron relativamente altas (>50%) en las tres especies, sólo tomando en cuenta los suelos incendiados y no incendiados. Estas germinaciones fueron mayores a las experiencias previas realizadas en Laboratorio de Germoplasma, donde sólo cuantifican durante 14 días, período demasiado corto. En este ensayo por otra parte, se observaron las mayores tasas de germinación cercanas a los 50 días para *Adesmia boronioides* y *Anarthrophyllum desideratum*. Mientras que para *Mulguraea tridens*, se observó una tasa germinación más alta cerca de los 20 días de medición. Estos tiempos de medición dejan en evidencia, la necesidad de medir la germinación por un periodo de tiempo más prolongado.

Los patrones de germinación para las tres especies son diferentes. Se observó que las leguminosas *A. boronioides* y *A. desideratum* por una parte, presentan una germinación más desfasada en el tiempo (la curva de germinación alcanza una asíntota muy lentamente). Al contrario, *Mulguraea tridens*, presentó una germinación muy sincronizada, prácticamente en la misma unidad de tiempo, para los tres tratamientos (20 días aproximadamente). Estos patrones podrían reflejar estrategias de permanencia de las especies en el lugar, donde un mayor desfase, como el de las especies *Adesmia boronioides* y *Anarthrophyllum desideratum*, reflejarían una mayor disponibilidad de plántulas a lo largo del tiempo. Así, estas especies podrían responder mejor en términos de densidades frente a una eventualidad como un incendio, con semillas y plántulas disponibles en su banco para germinar post-fuego. De esta manera no se vería afectada la totalidad de la población, al contrario de *Mulguraea tridens*, la cual frente a cualquier eventualidad podría verse afectada casi en la totalidad de su población, al tener un mayor número de plantas disponibles.

En cuanto a los tipos de sustrato el patrón fue consistente para *Adesmia boronioides* y *Anarthrophyllum desideratum*, según la secuencia (de mayor a menor) en las tasas de germinación. En los suelos incendiados, las germinaciones fueron mayores al suelo sin incendio, y estos últimos a su vez, mayores que los de sustrato artificial. Otros estudios también han observado este patrón, en otras especies, como Tyler (1996), quien sugiere que en los matorrales semiáridos de California, los arbustos, subarbustos, hierbas perennes y hierbas anuales, tienen respuestas diferenciales en la germinación post-incendio, con suelos incendiados, los cuales afectan positivamente la germinación, en comparación con suelos no incendiados (e.g. Figura 12).

Estudios en relación con población de leguminosas en suelos quemados y no quemados de Martínez-Sánchez & Herranz (1999), en España, indican que esta familia tiende a tener una elevada aparición, tanto en número de especies, como en cobertura, en suelos afectados por el fuego, durante los 2 años post-incendio, esto podría coincidir con lo obtenido en las especies *A. boronioides* y *A. desideratum*, en cuanto a las altas tasas de germinación en suelos incendiados, que a largo plazo recae en aumento de cobertura y número de especies.

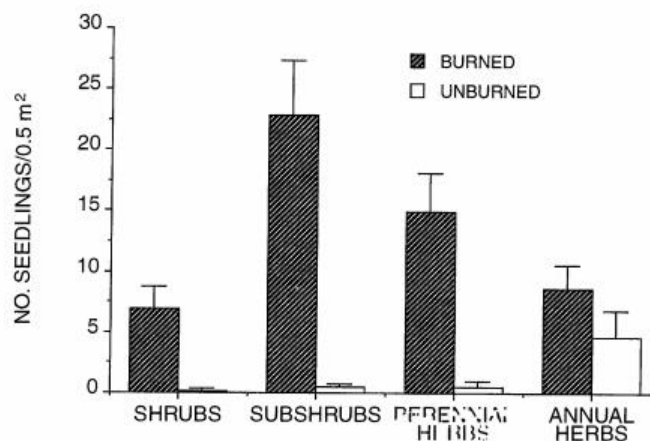


FIGURA 12. Composición de la vegetación natural en la primavera postfuego (mayo 1989), zonas incendiadas y no incendiadas de matorrales semi áridos de California. Incluye zonas incendiadas y no incendiadas de matorrales semi áridos para arbustos, subarbustos, hierbas perennes y hierbas anuales. Figura de Tyler 1996.

Mulguraea tridens, en tanto, presenta las más altas tasas de germinación para el sustrato artificial, seguida del suelo incendiado y luego el suelo no incendiado. Una de las razones de este tipo de resultado, tendría que ver con una mayor retención de agua por parte del sustrato artificial, lo que favorecería la germinación de esta especie en particular. Observaciones de campo indican que *Mulguraea tridens*, puede encontrarse presente en micrositios más húmedos (e.g. vegas), y no exclusivamente en zonas secas, esto de alguna forma explicaría una mayor germinación en suelos más húmedos (Pisano, 1974; Vidal *et al.*, 2015c; Mansilla, 2007)

El suelo incendiado tuvo mayores germinaciones para las especies leguminosas, esto se debería a una porosidad mayor, propia de suelos incendiados (Úbeda & Sala, 1996), la cual sería menos que en el sustrato artificial, pero suficiente para que estas especies de estepa, respondan bien a la humedad justa de este tipo de suelo.

Una de las recomendaciones para protocolos de germinación de estas especies, consideraría mayores tiempos de medición en tasas de germinación para estas especies, que considere al menos rangos de un mes y medio para *Adesmia boronioides* y *Anarthrophyllum desideratum*. Mientras que para *Mulguraea tridens*, con un rango de 20 a 25 días de conteo en la germinación post-estratificación sería suficiente, sólo en el caso que se utilice un suelo con buena retención de humedad. Cabe considerar que los tiempos de estratificación utilizados, influyeron en mayores tasas de germinación debido a una superación del letargo (Rodríguez, 1996), acompañado de la selección de semillas realizado (ver materiales y métodos 3.3.1).

5.4. Supervivencia y mortalidad

En suelos incendiados la supervivencia de las tres especies es mayor con una pequeña variación en *Adesmia boronioides*, donde el sustrato artificial funcionó un poco mejor. Sin embargo, los resultados obtenidos no son concluyentes, para fines como protocolos de restauración ecológica, por lo que es necesario tomar en cuenta las otras variables observadas en este trabajo como germinación, crecimiento, y acumulación de biomasa.

Otros estudios de sobrevivencia en diferentes tipos de sustrato, incendiado y no incendiado, tampoco son concluyentes, cuando sólo se muestra la sobrevivencia. Johnstone & Chapin (2006), mostraron la sobrevivencia y otros atributos de cuatro árboles boreales comunes como *Picea glauca*, *Picea mariana*, *Pinus contorta* subsp. *latifolia*, y *Populus tremuloides*, en suelos incendiados y no incendiados en los bosques boreales de Canadá, no teniendo resultados concluyentes, en relación a que suelo era mejor, para la sobrevivencia de sus especies en estudio. Así, la sobrevivencia (y/o mortalidad) no parecen por si solas ser buenos descriptores de desarrollo inicial.

5.5. Crecimiento

Las tres especies tuvieron mayores crecimientos, estadísticamente significativos, en suelos incendiados. De igual forma, todas respondieron creciendo más en suelos incendiados que no incendiados. En leguminosas, no se observaron diferencias significativas de crecimiento, entre suelo no incendiado y sustrato artificial.

Claramente las características químicas del suelo, jugarían un rol fundamental en el crecimiento de las especies, las cuales responden mejor en suelos incendiados. Una de las características más notorias de este tipo de suelo fue la alcalinidad, baja disponibilidad de materia orgánica, altas de nitrógeno disponible y las altas cantidades de potasio. Dentro de los resultados obtenidos, existen coincidencias con la literatura, donde por ejemplo Daubenmire (2001), asevera que la liberación del potasio y otras bases producto del fuego lleva el pH a un nivel donde la disponibilidad nutritiva es mejor, y por ende el crecimiento también aumenta.

Estudios comparativos entre suelos no incendiados e incendiados, tiene resultados similares, en cuanto a crecimiento de este último. Por ejemplo en España Fontúrbel *et al.* (2008), estudiaron dos zonas representativas, en las cuales se distribuye *Pinus pinaster*, midió el crecimiento en suelos con distinta severidad de incendios, y otro testigo, teniendo como resultados plántulas más altas que en suelo incendiados.

5.6. Biomasa

La formación de biomasa para las tres especies fue diversa en cuanto a su acumulación para los tres tratamientos, pero a grandes rasgos se pudo afirmar que la especie *Adesmia boronioides* presentó mayor acumulación de biomasa aérea en suelos incendiados y no incendiados, que en el sustrato artificial, debido posiblemente a la nula disponibilidad de nutrientes de este último.

Las mayores cantidades de biomasa aérea y radical de *Mulguraea tridens* registradas en suelos incendiados, son producto del mayor desarrollo de plántulas, y éste a su vez producto de la alta disponibilidad de nutrientes del suelo incendiado. Esta mayor acumulación de biomasa en suelos incendiados ha sido estudiada anteriormente, en pastizales del norte en el desierto de Chihuahua, donde se midió la biomasa, tanto de suelos quemados, como no quemados, observándose una biomasa radical mayor en los suelos quemados, condición que se contrarrestaba con el tiempo, observándose mayor biomasa en zonas no quemadas (Burnett *et al.*, 2012).

Para *Anarthrophyllum desideratum*, no existe diferencia significativa entre los sustratos. Una de las razones de estos resultados, puede atribuirse al bajo número de plantas sobrevivientes al final del experimento, lo que contribuye a una variación estadística muy baja para este tipo de pruebas (poca replicación). Esto implica problemas para establecer protocolos de germinación. Uno de los errores para este número muestral tan bajo, fue la utilización de semillas heterogéneas en cuanto a color, lo que redujo considerablemente los porcentajes de germinación, la presencia de hongos propios de la semilla, también tuvo influencia en la mortalidad. De igual forma, a modo de manejo de la especie, esta era altamente sensible al exceso de agua, o a la falta de ella.

La biomasa total promedio mostró diferencias significativas para las especies *A. boronioides* y *M. tridens*, donde el desarrollo de biomasa en el sustrato artificial es consistentemente más bajo en relación con el suelo no incendiado e incendiado. Esto a su vez, deja en evidencia la necesidad de nutrientes por parte de estas especies para el

desarrollo de biomasa total (Bohn, 1993), y a su vez la poca efectividad de un sustrato inerte químicamente para la optimización de esta variable. En tanto para *A. desideratum* las diferencias no son claras.

5.7. Respuestas especie-específicas

Si bien, cada tipo de análisis proporcionó información importante, en cuanto a germinación, sobrevivencia, crecimiento y biomasa, cualquiera de ellos por sí solo no entrega información concluyente, frente a que suelo respondió mejor en todo el proceso.

Evaluando la especie *Adesmia boronioides*, en los tres tratamientos, se observó una mejor respuesta en germinación, crecimiento y biomasa en suelo incendiado. Estos resultados, indican que la disponibilidad de nutrientes de suelo incendiado, mejora el crecimiento. Lo que para protocolos de restauración es relevante, ya que plantas con mayor crecimiento, tendrían un mayor éxito al ser reinsertadas en su hábitat original.

Para *Anarthrophyllum desideratum*, las tasas de germinación fluctuaron entre el 30% y 60%, de esas germinaciones se perdió entre el 70% y 90%, si bien, las plantas sobrevivientes crecieron bastante, estos datos no son concluyentes del todo, para ningún tipo de suelo, debido al bajo número muestral, en los tres tratamientos, por las razones mencionadas anteriormente.

Mulguraea tridens, en parte, tuvo resultados muy claros, con un alto número de muestras que pueden dar cuenta, de cual tratamiento es mejor, evaluando todas las variables en conjunto. Las germinaciones fueron cercanas al 100% en el sustrato artificial, mientras que para crecimiento, sobrevivencia y biomasa. El suelo incendiado, fue sin duda el más adecuado, por lo que se recomienda una etapa inicial basada en sustratos que tengan mayor retención de humedad y mayor fertilidad.

En *Adesmia boronioides* y *Mulguraea tridens*, se observaron respuestas positivas, frente a las características químicas del suelo incendiado, por lo que hay que tomar en cuenta, nutrientes como el potasio, donde las cantidades eran notablemente más altas que en el suelo no incendiado. Kass (1996), menciona propiedades del potasio y su función en las plantas, que podrían justificar el alto crecimiento en estas especies, como regulación osmótica, activador enzimático, mejoras en la absorción de nitrógeno. Mientras que el fósforo, es un nutriente esencial para la fotosíntesis y la respiración, vital para la acumulación de energía e interviene en el desarrollo de tejidos (Moreno, 2007), lo que tendría sentido frente al desarrollo observado de las plántulas de mayor tamaño. La alta disponibilidad de nitrógeno influyó en el mayor desarrollo vegetal de las plántulas, producto de las múltiples divisiones celulares, estimuladas por este macronutriente (Navarro & Navarro, 2013).

A través de este ensayo se permitieron corroborar los tiempos de estratificación para las tres especies, ya que si bien se había planteado anteriormente los tiempos más adecuados de estratificación, estos no se habían corroborado posteriormente (Vidal *et al.*, 2015a).

En las tres especies, sin embargo, se observaron germinaciones y crecimientos mayores a los obtenidos en ensayos realizados por el Banco de Germoplasma. Esto se debe a los mayores tiempos de medición en la germinación, y la disponibilidad de nutrientes presente en suelo incendiado que determinó un mayor crecimiento. Otro de los factores de sobrevivencia en *Adesmia boronioides* y *Mulguraea tridens*, fue que se evitó aplicar fungicidas, ya que se habían observado altas tasas de mortalidad en ensayos anteriores a este trabajo, debido a esta aplicación. Un control manual de hongos, tiene mejores resultados.

Sin duda, la elección de lotes de semillas con mayores porcentajes de germinación, y que coincidentemente tenían fechas de colecta a fines de enero para *Adesmia boronioides*, y fines de febrero para *Mulguraea tridens*, influyeron en los resultados finales, donde se obtuvieron altos porcentajes de germinación, posiblemente debido a la madurez de las semillas (Doria, 2010). Por otra parte con *Anarthrophyllum desideratum* se encontraron muchas semillas inmaduras, debido a que tuvo fechas de colecta muy tempranas (quincena de diciembre), por lo que una colecta más tardía hubiese dado probablemente mejores resultados. Cabe mencionar que las tres especies fueron colectadas en Torres del Paine, por lo que las fechas de colecta recomendadas sólo pueden ser aplicables a este sector, debido a la heterogeneidad del clima en la Región de Magallanes (Instituto Geográfico militar, 1984), y a posibles variaciones intra-anales exacerbadas debido al cambio climático (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2014).

Todos los datos entregados por este estudio, revelan la importancia de la disponibilidad de nutrientes para el manejo de especies esteparias no resilientes al fuego, bajo condiciones controladas. Se logró corroborar y afirmar los tiempos de estratificación de las tres especies, se optimizaron las germinaciones y crecimientos, por medio de un manejo simple, replicable y prolongado en el tiempo, lo que permitió reconocer su comportamiento bajo distintas condiciones de sustrato.

Se acortaron los tiempos de desarrollo de plántulas gracias a las mejoras en los protocolos de desarrollo inicial, lo que implicaría una mayor eficiencia en el restablecimiento de estas especies en su hábitat natural. De igual forma se observó que las condiciones químicas del suelo incendiado, no son limitantes para su desarrollo inicial, por lo que es necesario evaluar otros posibles factores limitantes para su recolonización en sitios afectados por el fuego, como invasiones biológicas, clima, disponibilidad de agua o el desarrollo de estas especies una vez que la alta disponibilidad de nutrientes del suelo incendiado disminuye. Este estudio permitirá optimizar procesos claves aplicables en restauración ecológica, como los ensayos de germinación y crecimiento inicial de especies no resilientes al fuego.

6. CONCLUSIÓN

1. Las características químicas del suelo incendiado, influyeron positivamente en el desarrollo temprano de las especies poco resilientes al fuego como *Adesmia boronioides*, *Anarthrophyllum desideratum* y *Mulguraea tridens*. Se observó una mejor respuesta en el aumento de las tasas de germinación, tamaños de crecimiento, en suelo incendiado. Mientras que la cantidad de biomasa total fue mayor sólo en las especies *A. boronioides* y *M. tridens* en suelo no incendiado e incendiado, lo que deja en evidencia la poca efectividad del sustrato artificial
2. El sustrato artificial no parece ser el mejor tratamiento para desarrollo inicial, debido a que alarga los tiempos de crecimiento, y demuestra poca acumulación de biomasa total, debido a su nula disponibilidad de nutrientes.
3. Es necesario realizar estudios de fertilidad de suelo y crecimiento de plántulas para viverización. Se observó que en suelos con altas cantidades de potasio, pH ligeramente ácido, concentraciones medias de fósforo, medias en materia orgánica y altas en nitrógeno disponible, las plántulas tienen una respuesta comparativamente mejor en el desarrollo temprano.
4. Dentro de los protocolos para el desarrollo de plántulas de estas tres especies, se corroboró que los tiempos de estratificación para las especies *M. tridens* y *A. boronioides* son de dos meses, mientras que para *A. desideratum* es de un mes. No es necesario la aplicación de fungicidas, mientras se controlen mecánicamente los hongos, así se evita la alta tasa de mortalidad en plántulas. En cuanto a los tiempos de medición en la germinación, se recomiendan de 20 a 25 días post-estratificación

para la especie *M. tridens*, sólo en el caso que se utilice un suelo con una retención de humedad similar a la del sustrato artificial, mientras que para *A. boronioides* y *A. desideratum* es necesario medir un mes y medio (45 a 50 días).

5. En cuanto a la especie *Anarthrophyllum desideratum*, los resultados demuestran que se deben hacer dos selecciones de semillas fundamentales pre-estratificación. La primera por peso de la semilla, y otra por color de madurez, lo que disminuiría la heterogeneidad de semillas, y favorecería la germinación. Otro factor a considerar es la fecha de colecta, la cual es distinta para cada sector. Se recomiendan fechas cercanas a entre fines de diciembre y la quincena de enero para Torres del Paine. Aún faltan estudios con esta especie tan versátil, como mejorar las tasas de germinación, estudiar sus requerimientos de agua para el establecimiento de riegos y el control de hongos.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Abumohor J.** 2015. Incendio Forestal Parque Nacional Torres del Paine. Región de Magallanes. Informe técnico consolidado. ONEMI. 51p.
- Afif E., & Oliveira J.** 2006. Efectos del fuego prescrito sobre matorral en las propiedades del suelo. Investigaciones agrarias: Sistema de recursos forzados 15 (3): 262-270.
- Badía D., & Martí C.** 2003. Plant ash and heat intensity effects on chemical and physical properties of two contrasting soils. Arid Land Research and Management 17 (1): 23-41.
- Baker H.** 1972. Seed weight in relation to environmental conditions in California. Ecology 53 (6): 997-1010.
- Bannister J., Gonzalez M., Little A., Donoso P., Mujica R., Muller-Using S., & Lara A.** 2013. Experiencias de restauración en los bosques nativos del sur de Chile: Una mirada desde la Isla Grande de Chiloé. Revista Bosque Nativo 52: 45-53.
- Bell D., & J Koch.** 1980. Post-fire succession in the northern jarrah forest of Western Australia, Australian Journal of Ecology 5: 47-55.
- Bell D., Plummer J., & Taylor S.** 1993. Seed Germination Ecology in Southwestern Western Australia. Annals of Botany 90 (6): 707- 714.
- Bohn H.** 1993. Química del suelo. Editorial Limusa. Grupo Noriega Editores. 370p.
- Bond W., & Midgley, J.** 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. Trends in ecology & evolution 16 (1): 45-51.

- Bond W., & Midgley J.** 2012. Fire and angiosperm revolutions. *International Journal of Plants Sciences* 173: 569-583.
- Bukart C.** 1967. Contribución al estudio del género *Adesmia DC.* VII Sinopsis del género Sudamericano de leguminosas *Adesmia DC.* *Darwiniana* 14: 463-568.
- Busse M., & DeBano L.** 2005. Soil Biology. *En: Wildland fire in ecosystems: Effects of fire on soils and water.* Neary D., Ryan K., & DeBano L. (Eds). USDA Forest Service. Rocky Mountain Research Station. 250p.
- Burnett S., Hattley J., Johnson J., Swann A., Moore D., & Collins S.** 2012. Effects of fire on belowground biomass in Chihuahuan desert grassland. *Ecosphere* 3 (11): 107-120.
- Capdevila L., Zilletti B., & Suárez V.** 2013. Causes of biodiversity loss: Invasive alien species. Grupo especialista en invasiones biológicas. *Memorias Real Sociedad Española de Historia Natural* 2 (10): 55-75.
- Chapin, F., Schulze, E., & Mooney, H.** 1990. The ecology and economics of storage in plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 423-447.
- Clausen, J., Ortega, I., Glaude, C., Relyea, R., Garay, G., & Guineo, O.** 2006. Classification of wetlands in a Patagonian National Park, Chile. *Wetlands*, 26, 217-229.
- Correa M.** 1984. Flora Patagónica. Parte IV-b “Dicotiledóneas dialipétalas” (*Droseraceae a Leguminosae*). Colección científica del INTA. Tomo VIII. 310p.
- Cruz G. & Lara A.** 1982. Regiones naturales del área de uso agropecuario en XII Magallanes y la Antártica Chilena. INIA Kampenaike. 23p.
- CONAF.** 2007a. Plan de Manejo Parque Nacional Torres del Paine. Corporación Nacional Forestal. 284p.

- CONAF.** 2007b. Manual de con medidas para la prevención de incendios forestales- Región de Magallanes y la Antártica Chilena. Corporación Nacional Forestal. 55p.
- CONAF.** 2012. Informe especial de incendio forestal, incendio Olguín, Parque Nacional Torres del Paine. 6 pp.
- Daubenmire R.** 2001. Ecología Vegetal. Tratado autoecología de plantas. Editorial LIMUSA, S.A. Universidad Nacional Autónoma de México. 486p.
- Davis M., Grime J., &Thompson K.** 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal Ecology* 88:528–34.
- DeBano L., Neary D., & Ffolliott P.** 1998. Fire effects on ecosystems. New York: John Wiley & Sons, Inc. 333p.
- Dodd J., Heddle E., Pate J., & Dixon W.** 1984. Rooting patterns of sandplain plants. Págs. 146-177 en J.S pate & J.S Bears (Eds.), *Kwongan plant life of the sandplain.* University of Western Australia Press.
- Dollenz O.** 1976. Números cromosómicos de *Verbena tridens* Lag. *Baccharis patagónica* Hook. Et. arn. y *Adesmia boronioides* Hook. F. *Anales del Instituto de la Patagonia.* 7: 163-168.
- Dollenz O., & Ivanovic J.** 1987. Evolución de la vegetación de un área incendiada en el Parque Nacional Torres del Paine en condiciones naturales. Corporación Forestal. Informe Instituto de la Patagonia 38. 34p.
- Dollenz O., & Ivanovic J.** 1996. Sucesión secundaria en un pastizal incendiado en el Parque Nacional Torres del Paine, Magallanes, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia* 24: 15-28.
- Domínguez E., Elvebakk A., Marticorena C., & Pauchard A.** 2006. Plantas introducidas en el Parque Nacional Torres del Paine, Chile. *Gayana Botánica* 63 (2): 131- 141.

- Domínguez E.** 2012. Flora Nativa de Torres del Paine. Editorial Ocho libros. 343p.
- Doria J.** 2010. Generalidades sobre las Semillas: su Producción, Conservación y Almacenamiento. *Cultivos Tropicales* 31 (1): 74-85.
- Fernández I., Morales N., Olivares L., Salvarrieta J., Gómez M., & Montenegro G.** 2010. Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por Incendios Forestales. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal. Dirección de Investigación y postgrado. 149p.
- Fox B., & Fox M.** 1986. The susceptibility of natural communities to invasion. *Ecology of biological invasions: an Australian Perspective*. Groves, R., & Burdon J. (Eds), pp. 57–66. Australian Academy of Science.
- Fontúrbel M., Vega J., Pérez-Gorostiaga., Alonso M., Cuiñas P., Fernández C., Jimenez E., Hernando C., & Guijarro M.** 2008. Crecimiento de plántulas de *Pinus pinaster* en tepes de suelo y mantillo afectados por fuegos de diferente severidad y su relación con parámetros térmicos y edáficos. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 25: 193-200.
- Food & Agriculture Organization of the United Nations.** 2002. Cultivo protegido en clima mediterráneo. Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación. 323p.
- Frandsen W., & Ryan K.** 1986. Soil moisture reduces belowground heat flux and soil temperature under a burning fuel pile. *Canadian Journal of Forest Research*. 16: 244-248.
- Gliessman S.** 2002. Agroecología: procesos ecológicos en agricultura sostenible. Editorial CATIE. 358p.
- Granados D., & López G.** 1998. Ecología del fuego. *Revista Chapingo Sene Ciencias Forestales y del Ambiente* 4 (1):193-206.

- Guerrido C., & Fernández D.** 2007. Flora Patagonia. Bosques Australes. Guía para la identificación de plantas y sus hábitats. Editorial Fantástico Sur. 298p.
- Hartford R., & Frandsen W.** 1992. When it's hot, it's hot... or maybe it's not (surface flaming may not portend extensive soil heating). *International Journal of Wildland fire* 2: 139-144.
- Herrero C., San Martín R., & Bravo F.** 2007. Effect of heat and ash treatments on germination of *Pinus pinaster* and *Cistus laurifolius*. *Journal of Arid Environments* 70: 540-548.
- Hodgson J.** 1987. Muestreo y descripción de suelos. Editorial Reverté. 225p.
- Humphreys F. & Craig F.** 1981. Effects of fire on soil chemical, structural and hydrological properties. *En: Gill, A., Groves, R. & Noble, I. (Eds). Fire and the Australian Biota.* Australian Academy of Science, Canberra: 177-200.
- Instituto Geográfico Militar.** 1984. Geografía de Chile. Geografía de los suelos. Editorial Rovira. 180p.
- Intergovernmental Panel on Climate Change.** 2014 *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability: Regional Aspects.* Cambridge University Press. 650p.
- Jackson R., Mooney H., & Schulze E.** 1997. A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. *Proceeding of the National Academy of Sciences.* USA 94: 7362-7366.
- Johnstone J., & Chapin S.** 2006. Effects of Soil Burn Severity on Post-Fire Tree Recruitment in Boreal Forest. *Ecosystems.* 9:14-31.
- Johnson E., & Miyanishi K.** 2001. *Forest fires, behavior, and ecological effects.* , CA: Academic Press. 594p.
- Kass D.** 1996. Fertilidad de suelos. Editorial EUNED. 272p.

- Keeley J.** 1977. Seed production, seed populations in soil, and seedling production after fire for two congeneric pairs of sprouting and nonsprouting chaparral shrubs. *Ecology*, 58: 820-829.
- Kitzberger T., Perry G., Paritsis J., Gowwda J., Tepley A., Holz A., & Veblen T.** 2016. Fire vegetation feedbacks and alternative states: common mechanism of temperate forest vulnerability to fire in southern South America and New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*. 54: 247 – 272.
- Knoepp J., DeBano L., & Neary D.** 2005. Soil Chemistry. En: *Wildland fire in ecosystems: Effects of fire on soils and water*. Neary D., Ryan K., & DeBano L. (Eds). USDA Forest Service. Rocky Mountain Research Station. 250p.
- Labbé, D.** 2013. Efectos del fuego sobre la viabilidad y germinación de semillas en ecosistemas Patagónicos. Tesis Ingeniería en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile: Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 54p.
- Lara A., Echeverría C., Thiers O., Huss E., Escobar B., Tripp K., Zamorano C., & Altamirano A.** 2008. Restauración ecológica de coníferas longevas: el caso del alerce (*Fitzroya cupressoides*), en el sur de Chile. *En: Restauración de Alerce en Chile*. En: *Restauración de Bosques en América Latina*. González M. Rey J. Ramírez N. Editorial Mundi Prensa. 260p.
- Lozano P.** 2006. Descripción y caracterización biogeográfica de las grandes unidades ambientales de la Patagonia Chilena. *Lurralde: Investigación y espacio* 30: 203-222.
- Mansilla H.** 2007. La comunidad de *Junellia tridens* y los efectos de fuego en el Parque Nacional Torres del Paine, Patagonia, Chile. Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas, Punta Arenas, Chile: Facultad de Ciencias, Universidad de Magallanes.

- Marion G., Moreno J., & Oechel W.** 1991. Fire severity, as deposition, and clipping effects on soil nutrients in chaparral. *Soil Science society of America Journal* 55: 235-240.
- Markgraf V., & Anderson L.** 1994. Fire history of Patagonia, climate versus human cause. *Revista Instituto Geológico* 15 (1-2): 35-47.
- Martínez-Sánchez J., & Herranz J.** 1999. Importancia de las Leguminosas en las primeras etapas de la sucesión vegetal en un pinar quemado de la provincia de Albacete (España). *Forest Systems* 8 (3): 273-282.
- Martinic M.** 1985. La ocupación y el impacto del hombre sobre el territorio. En O. Boelcke, Moore D., & Roif F. (Eds.), *Transecta botánica de la Patagonia Austral* (pp. 95-104). Buenos Aires: CONICET-Instituto de la Patagonia-Royal Society.
- Mattar C., Santamaría A., y Duran C.** 2012. Estimación del área quemada en el Parque Nacional Torres del Paine utilizando datos de teledetección. *Revista de teledetección* 38: 36-50.
- McWethy D., Higuera P., Whitlock C., Veblen T., Bowman D., Cary G., Haberle S., Keane R., Maxwell B., McGlone M.** 2013. A conceptual framework for predicting temperate ecosystem sensitivity to human impacts on fire regimes. *Global Ecology and Biogeography* 22: 900-912.
- Mihoc M., Morrone J., Negritto M., & Cavieres L.** 2006. Evolución de la serie *Microphyllae* (*Adesmia*, Fabaceae) en la Cordillera de los Andes: una perspectiva biogeográfica. *Revista Chilena de Historia Natural* 79: 389-404.

- Ministerio del Medio Ambiente.** 2017. Clasificación por categoría de conservación de especies de plantas. http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies/Anexo_duodecimo_proceso/DS_16-2016MMA_oficializa_12moRCE_DiarioOficial_1118600.pdf. revisado el 8 de marzo del 2017.
- Montaldo P.** 1999. Treinta y cuatro años de una sucesión secundaria en pradera de ñadi en la provincia de Valdivia, Chile. *Agro Sur* 27 (2): 82-89.
- Moore D.** 1983. Flora of Tierra del Fuego. University of Reading. England. 395p.
- Navarro S., Navarro G.** 2003. Química agrícola, Editora Mundi-Prensa, segunda edición. 489p.
- Navarro R.** 2008. Caracterización de la situación post-incendio en áreas afectadas por incendio del 2005 en Parque Nacional Torres del Paine (Chile) a partir de imágenes multiespectrales. *Revista Chilena de Historia Natural* 81: 95-110.
- Navarro N., Navarro S.** 2013. Química agrícola del suelo y de nutrientes esenciales. 508p.
- Navarro R., Olave F., Hayas A., & Castillo M.** 2015. Metodología para la elaboración de un plan de restauración post-incendio en Chile: la experiencia del Parque Nacional Torres del Paine. *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)* 43: 53-73.
- Neary D., Ryan K., DeBano L., Landsberg J., & Brown J.** 2005. Introduction. En: *Wildland fire in ecosystems: Effects of fire on soils and water*. Neary D., Ryan K., DeBano L. (Eds). USDA Forest Service. Rocky Mountain Research Station. 250p.
- Neary D. & DeBano L.,** 2005. The soil resource: Its importance, characteristics, and General Responses to Fire. *En: Wildland fire in ecosystems: Effects of fire on soils and water*. Neary D., Ryan K., & DeBano L. (Eds). USDA Forest Service. Rocky Mountain Research Station. 250p.

- Oddi F., Germandi L., & Bianchi L.** 2016. Dinámica de la humedad de la vegetación en pastizales del noroeste de la Patagonia Argentina. Jornadas forestales Patagónicas 2016. Ecofuego II.
- O'leary N., Yao-Wu Y., Chemisquy A., & Olmstead R.** 2009. Reassignment of species of Paraphyletic *Junellia* s. I. to the New Genus *Mulguraea* (Vernaceae) and Ner Circumscription of Genus *Junellia*: Molecular and Morphological Congruence. Systematic Botany 34 (4): 777- 786.
- Packham D., & Pompe A.** 1971. Radiation temperatures of forest fires. Australian Forest Research 5 (1): 1-8
- Pausas, J., Bradstock, R., Keith, D., & Keeley, J.** 2004. Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. Ecology 85(4): 1085-1100.
- Pausas J.** 2010. Fuego y evolución en el Mediterráneo. Investigación y Ciencia 407: 56-63.
- Peralta P., Múlgura de Romero M., Denham S., & Botta S.** 2008. Revisión del genero *Junellia* (Vervenaceae). Missouri Botanical Garden Press 95 (2): 338-390.
- Pietikainem J., Hiukka R., & Fritze H.** 2000. Does short-term heating of forest humus change its properties as a substrate for microbes?. Soil Biology and Biochemistry 32 (2): 277-288.
- Pisano E.** 1974. Estudio ecológico de la región continental sur del área andino-patagónica. II. Contribución a la fitogeografía de la zona del Parque Nacional "Torres del Paine". Anales del Instituto de la Patagonia 5 (1-2): 59-105.
- Primack R., & Massardo F.** 2001. Restauración ecológica. Primack editores. Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas.

- Puga-Hermida M., Gallardo M., Rodríguez-Gacio M., & Matilla A.** 2003. The heterogeneity of turnip-tops (*Brassica rapa*) seeds inside the silique affects germination, the activity of the final step of the ethylene pathway, and abscisic acid and polyamine content. *Functional Plant Biology* 30 (7):767-775.
- Richburg J., Dibble A., & Patterson W.** 2002. Woody invasive species and their role in altering fire regimes of the Northeast and Mid-Atlantic States. Pág 104-111 in: Kem gallery & TP Wilson. *Proceedings of the Invasive Species Workshop the role in the Control and Spread of Invasive Species. Fire Conference 2000: The First National Congress on Fire Ecology. Prevention and Management. Misc Publ. N° 11.* Tall timbers Research Station. Tallahassee. FL. USA
- Rodríguez L.** 1996. Tratamientos Pregerminativos en especies forestales. *En: Mejoramiento genético, selección y manejo de fuentes semilleras y de semillas forestales. Unidad 3: Recolección y manejo de semillas forestales. CATIE. Editorial PROSEFOR. 153p*
- Romanya J., Khanna P., & Raison R.** 1994. Effects of slash burning on soil phosphorous fractions and sorption and desorption of phosphorous. *Forest Ecology and Management. 65: 89-103.*
- Sala O., Golluscio R., Lauenroth W., & Soriano A.** 1989. Resource partitioning between shrubs and grasses in the Patagonian steppe. *Oecología* 81: 501-505.
- Sánchez, J., Mangas, V., Ortiz C., & Bellot J.** 1994. Forest fire effect on soil chemical properties and runoff. *En: Sala, M & Rubio, J. (Eds). Soil erosion as a consequence of forest fires. Geoderma Ediciones, Logroño: 53-65.*
- Sánchez O.** 2003. Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. Instituto Nacional de Ecología. 315p.
- Sánchez O.** 2005. Temas sobre Restauración Ecológica. Instituto Nacional de Ecología. 255p.

- SER, Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working group.** 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Tucson, USA: Society for Ecological restoration International.
- Niculcar R.** 2015a. Ficha de antecedentes de la especie *Anarthrophyllum desideratum*. 7p.
- Niculcar R.** 2015b. Ficha de antecedentes de la especie *Mulguraea tridens* O' leary. 7p.
- Singh N., Devi C., Kak A., Singh G., Kumari A., & Mahajan R.** 2009. Influence of seed coat colour associated heterogeneity on quality and storability in horse gram (*Macrotyloma uniflorum*). *Seed Sciences & Technology* 37: 232-240.
- Smith-Ramírez C., Gonzalez M., Echeverría C., & Lara A.** 2015. Estado actual de la Restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos. *Anales Instituto de la Patagonia (Chile)* 43 (1): 11-21.
- Sokal R. & Rohlf F.** 1981. *Biometry. The Principles and Practice of Statistics in Biological Research.* 2nd Edition. W. H. Freeman and Company, New York. 859pp.
- Tyler C.** 1996. Relative Importance of Factors contributing to Postfire seedling establishment in maritime chaparral. *Ecology* 77 (7): 2182-2195.
- Úbeda X.** 2001. Influencia de la intensidad de quemado sobre algunas propiedades del suelo después de un incendio forestal. *Edafología* 8:41-49.
- Ubeda X., & Sala M.** 1996. Cambios en la física del suelo e incremento de la escorrentía y la erosión tras un incendio forestal. IV Reunión de Geomorfología Grandal d' Anglade A. y Pagés Valcarlos J., (Eds). Sociedad Española de Geomorfología. A Coruña
- Ulibarri E., & Bukart A.** 2000. Sinopsis de las especies de *Adesmia* (*Leguminosae*, *Adesmiae*) de la Argentina. *Darwiniana* T 38 (1): 59-126.

- Valverde T., & Cano-Santana Z.** 2005. Ecología y medio ambiente. Editorial Pearson educación. 230p.
- Vargas O.** 2011. Restauración Ecológica: Biodiversidad y Conservación. Grupo de Restauración Ecológica, Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia. *Acta biológica. Colombia* 16 (2): 221- 246.
- Veblen T., Kitzberger T., Raffaele E., Mermoz M., Gonzalez M., Sibold J., & Holz A.,** 2008. The historical of variability of fires in the Andean- Patagonian *Nothofagus* forest region. *International Journal of Wildland Fire* 17: 724-741.
- Veblen T., Burns B., Kitzberger T., Villalba R., & Blackhall M.** 2011. Adapting to global environmental change in Patagonia. What role for disturbance ecology?. *Austral Ecology* 36 (8): 891-903.
- Wallace W.** 1966. Fire in the jarrah forest environment. *Journal of the Royal Society of Western Australia* 49 (2): 33-44.
- Vassander H., Lindholm T.** 1985. Fire intensities and surface temperatures during prescribed burning. *Silva Fennica* 19 (1): 1-15.
- Vidal, O., & Reif, A.** (2011). Effect of a tourist-ignited wildfire on *Nothofagus pumilio* forests at Torres del Paine Biosphere Reserve, Chile (southern Patagonia). *Bosque* 32: 64-76.
- Vidal O.** 2012. Torres del Paine, ecoturismo e incendios forestales: Perspectivas de investigación y manejo para una biodiversidad erosionada. *Revista Bosque Nativo* 50: 33-39.
- Vidal O., Torres J., Vela-Ruiz G., Durbahn M., Sanchez M., & Olave C.** 2014. La vegetación del Parque Nacional Torres del Paine: Extrapolando aproximación florística para una cartografía a escala de paisaje. Instituto de la Patagonia. Universidad de Magallanes. Capítulo 2. *En: Difusión cartografía digital a escala local Parque Nacional Torres del Paine. Informe Final. CEQUA.* 124p.

- Vidal O., Aravena J., Calisto N., Cabello J., Dörner J., Gómez C., Hebel I., Henríquez J., Jiménez J., Morano S., Niculcar R., Muñoz R., Pavéz E., Radic S., & Smith-Ramírez C.** 2015a. Implementación de Acciones de Restauración Ecológica de Torres del Paine - Fase II del Ministerio del Medio Ambiente. 118p.
- Vidal O., Aguayo., Niculcar R., Bahamonde N., Radic S., San Martín C., Kusch A., Latorre J., Féliz J.** 2015a. Plantas invasoras en el Parque Nacional Torres del Paine (Magallanes, Chile): Estado del arte, distribución post-fuego e implicancias en restauración ecológica. *Anales Instituto Patagonia (Chile)* 43. (1): 75-96.
- Vidal O., Ramirez C., Latorre J., Henríquez J., & San Martín C.** 2015b. Matorral de “Mata negra” (*Mulguraea tridens* [Lag.] N. O’Learly & P. Peralta): Una asociación vegetal amenazada por incendios en el Parque Nacional Torres del Paine, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)* 43 (2): 45-59.
- Yefi R.** 2012. Estado de conservación de relictos de *Pilgerodendron uviferum* en turberas del centro-norte de Isla Grande de Chiloé. Tesis de Ing. En conservación de recursos naturales. Universidad Austral de Chile. Valdivia. Chile. 36p.
- Zouhar K., Kapler J., Sutherland S.** 2007. Effects of Fire on Nonnative Invasive Plants and Invasibility of Wildland Ecosystems. *En: Wildland Fire in Ecosystems. Fire and Nonnative Invasive Plants.* Zouhar K, Kapler J, Sutherland S, Brooks M (Eds). USDA Forest Service. Rocky Mountain Research Station. 250p.