

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA

ESCUELA DE INGENIERÍA FORESTAL

SITUACIÓN PRE Y POST-INCENDIO, DE UN ECOSISTEMA
DEL TIPO FORESTAL ROBLE-HUALO, REGIÓN DEL MAULE,
CHILE

TESIS PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE INGENIERO FORESTAL CON EL GRADO
ACADÉMICO DE LICENCIATURA

JORGE ALEJANDRO ROSALES RODRÍGUEZ

CARTAGO, COSTA RICA

2017



INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA

ESCUELA DE INGENIERÍA FORESTAL

SITUACIÓN PRE Y POST-INCENDIO, DE UN ECOSISTEMA
DEL TIPO FORESTAL ROBLE-HUALO, REGIÓN DEL MAULE,
CHILE

TESIS PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE INGENIERO FORESTAL CON EL GRADO
ACADÉMICO DE LICENCIATURA

JORGE ALEJANDRO ROSALES RODRÍGUEZ

CARTAGO, COSTA RICA

2017

SITUACIÓN PRE Y POST-INCENDIO, DE UN ECOSISTEMA DEL TIPO FORESTAL ROBLE-HUALO, REGIÓN DEL MAULE, CHILE

Jorge Alejandro Rosales Rodríguez*

RESUMEN

Los incendios forestales son una de las mayores causas de degradación de ecosistemas en Chile, más recientemente la temporada de incendios forestales 2016-2017 destacó por la superficie afectada, dentro de esta se encuentra un bosque y matorral, del tipo forestal Roble-Hualo, considerados como de alto valor de conservación, por lo que se estudió el efecto del incendio, en ambas coberturas, sobre la estructura del dosel mediante la utilización de fotografías hemisféricas, además se cuantificó el efecto del incendio en variables químicas del suelo, diversidad y abundancia de la vegetación, para lo cual se establecieron seis parcelas de 14 x 14 m, tres por cobertura. Los resultados indicaron una clara degradación de la estructura del dosel del bosque y matorral, aumento en la radiación potencial sobre el piso forestal, reducción del área foliar y cobertura de los doseles sobre el suelo, algunas variables químicas como el pH, materia orgánica, suma de bases y potasio disponible aumentaron en el suelo del matorral, no así en el suelo del bosque. La regeneración post-incendio fue escasa en ambas coberturas, además se dio una considerable pérdida de diversidad arbórea y arbustiva, afectando así la composición de la vegetación, en el bosque y en el matorral.

Palabras clave: Incendios forestales, Tipo forestal Roble-Hualo, Dosel, Suelo, Vegetación.



Esta obra está bajo una [Licencia Creative Commons Atribución-NoComercial 4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/).

ABSTRACT

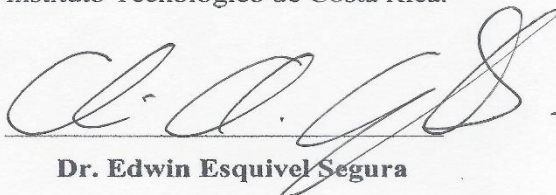
Forest fires are one of the major causes of ecosystem degradation in Chile, most recently the 2016-2017 forest fire season highlighted by the affected area, within this is a forest and scrub, of the Roble-Hualo forest type, considered as high conservation value, so the effect of the fire was studied, in both coverages, on the structure of the canopy by using hemispheric photographs, in addition the effect of the fire was quantified on chemical variables of the soil, diversity and abundance of vegetation, for which six plots of 14 x 14 m were established, three for cover. The results indicated a clear degradation of the structure of the canopy of the forest and scrub, increase in the potential radiation on the forest floor, reduction of the foliar area and coverage of the canopies on the ground, some chemical variables such as pH, organic matter, sum of bases and available potassium increased in the scrub soil, but not in the forest soil. Post-fire regeneration was scarce in both coverages, in addition there was a considerable loss of arboreal and shrubby diversity, thus affecting the composition of the vegetation, in the forest and in the scrub.

Keywords: Forest fires, Roble-Hualo forest type, Canopy, Soil, Vegetation.

*Rosales Rodríguez, JA. 2017. Situación pre y post-incendio, de un ecosistema del tipo forestal Roble-Hualo, región del Maule, Chile. Tesis de Licenciatura. Escuela de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica. 60 p.

CONSTANCIA DE DEFENSA PÚBLICA DE PROYECTO DE GRADUACIÓN

Trabajo final de graduación defendido públicamente ante el tribunal evaluador, integrado por Dr. Edwin Esquivel Segura, M.Sc. Mario Guevara Bonilla, Lic. Dorian Carvajal Vanegas, Dr. Manuel Acevedo Tapia, Lic. Eduardo Cartes Rodríguez y M.Sc. Marta González Ortega, como requisito parcial para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería Forestal, del Instituto Tecnológico de Costa Rica.



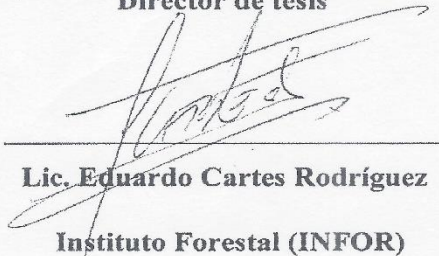
Dr. Edwin Esquivel Segura

Director de tesis



Dr. Manuel Acevedo Tapia

Instituto Forestal (INFOR)



Lic. Eduardo Cartes Rodríguez

Instituto Forestal (INFOR)



M.Sc. Marta González Ortega

Instituto Forestal (INFOR)



M.Sc. Mario Guevara Bonilla

Profesor Lector



Lic. Dorian Carvajal Vanegas

Coordinador trabajos finales de graduación



Jorge Alejandro Rosales Rodríguez

Estudiante

Dedicatoria

De manera muy especial se lo dedico a mi familia, a mi madre, Denia Elizabeth Rodríguez Pérez, porque sin ella no habría alcanzado esta meta, por su amor y por siempre transmitirme paz y serenidad en los momentos más difíciles de mi vida y por su ejemplo de perseverancia, lucha y amor incondicional; a mi padre, José Alfredo Rosales Orozco, por sus consejos, por su ejemplo de perseverancia, lucha, trabajo y amor desinteresado; a mi hermano José Alfredo Rosales Rodríguez por siempre mostrarme un ejemplo de calma y fortaleza ante las eventualidades de la vida. Con todo mi corazón y con lágrimas en los ojos se lo dedico a ustedes, familia Rosales Rodríguez.

Agradecimientos

A mi padre por enseñarme lecciones de bondad, honradez y por su ejemplo de vida que me ha ayudado en mi formación como ser humano.

A mi madre por su apoyo incondicional, por su amor desinteresado y por su ejemplo de lucha y perseverancia.

A mi hermano por enseñarme a confiar en mí y a ser fuerte para afrontar las dificultades de la vida.

Al Profesor Dr. Edwin Esquivel Segura por ayudarme en este proceso de trabajo de graduación, por sus consejos, por la formación humana que me transmitió desde las aulas y por brindarme el apoyo necesario, desde el primer instante, para que el sueño de realizar mi trabajo de graduación en Chile, se hiciera realidad.

Al Dr. Manuel Acevedo Tapia, a la M.Sc. Marta Gonzales Ortega, al Dr. Eduardo Cartes Rodríguez y a la Dr. Carolina Álvarez Maldini por su gran amabilidad, hospitalidad, consejos y ayuda indispensable, brindada durante mi estadía en Chile y en el INFOR.

A todo el personal del vivero del CTPF, Don Jano, Don Jose, Doña Blanca, Monicka, Andrea, Gandhi y Damaris por su gran hospitalidad para con mí persona.

A mis compañeros de apartamento Omar, Felipe, Tomas Mejías, Tomas Ríos, Pablo, Dilan, Milo, Nico y Julio porque con ustedes compartí muchos buenos momentos durante este periodo universitario.

A todos los profesores de la Escuela de Ingeniería Forestal del Tecnológico de Costa Rica, en especial al Lic. Dorian Carvajal Vanegas, porque no solo me formaron académicamente sino también como ser humano.

A los funcionarios de la Escuela de Ingeniería Forestal del Tecnológico de Costa Rica, en especial a Carlos Hernández Vásquez y a Violeta Vargas Paniagua, por sus consejos y ayuda brindada durante mis años de estudio en esta prestigiosa Escuela.

A cada uno de los compañeros de carrera con quienes compartí las aulas, porque de cada uno aprendí algo útil.

A Brayan, Marian, Pao, Made y Roberto por ser más que amigos, verdaderos hermanos.

ÍNDICE GENERAL

1. Introducción	1
1.1 Objetivo general	4
1.2 Objetivos específicos	4
1.3 Hipótesis	5
1.3.1 Ho:	5
1.3.2 Ha:	5
1.4 Problema	5
2. Revisión de literatura	6
2.1 Definición de incendio forestal	6
2.2 Breve reseña histórica de los incendios forestales en Chile	6
2.3 Causas, y consecuencias ambientales, de los incendios forestales en Chile	8
2.3.1 Causas de los incendios forestales en Chile	8
2.3.2 Consecuencias ambientales de los incendios forestales en los ecosistemas naturales de Chile	9
2.3.2.1 Consecuencias en la estructura del dosel	9
2.3.2.2 Consecuencias en la química del suelo	10
2.3.2.3 Consecuencias en la abundancia y diversidad de especies arbóreas y arbustivas	11
2.4 Tipo forestal Roble-Hualo	11
3. Metodología	14
3.1 Área de estudio	14
3.2 Establecimiento de parcelas en campo	14
3.3 Captura y análisis de fotografías hemisféricas para la caracterización de la estructura del dosel	16

3.4 Muestreo de suelos y análisis químico.....	18
3.4.1 Colecta de muestras del suelo pre-incendio	18
3.4.2 Colecta de muestras de suelo post-incendio.....	18
3.4.3 Análisis químico de muestras de suelo.....	18
3.5 Caracterización de la abundancia y diversidad de especies arbóreas y arbustivas	18
3.6 Análisis estadísticos.....	19
4. Resultados.....	20
4.1 Estructura del dosel, para ambas condiciones y coberturas	20
4.2 Variables químicas del suelo, para ambas condiciones y coberturas.....	27
4.3 Diversidad y abundancia de especies arbóreas y arbustivas, para el bosque y matorral pre-incendio.....	36
4.4 Diversidad y abundancia de especies arbóreas y arbustivas, para el bosque y matorral post-incendio.....	37
5. Conclusiones y recomendaciones.....	41
5.1 Conclusiones	41
5.2 Recomendaciones	42
6. Referencias bibliográficas	43
7. Anexos.....	54

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Aporte, en cmol/kg, de cada una de las bases intercambiables, al total de la suma.	33
--	----

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Promedio de incendios forestales regionales por temporada, para un periodo de 20 años (1987-2007). No se registran datos para las regiones de Tarapacá, Antofagasta, los Ríos, Arica y Parinacota, (Fuente Fernández et al., 2010)	7
Figura 2. Superficie afectada, según vegetación y otros usos de suelo, para la temporada de incendios forestales 2016-2017, entre las regiones de Coquimbo y la Araucanía, (Fuente CONAF, 2017)	8
Figura 3. Causas principales de los incendios forestales en Chile, (Fuente Fernández et al., 2010)	9
Figura 4. Distribución geográfica del tipo forestal Roble-Hualo, por regiones, (Fuente Elaboración propia a partir de capas del IDE-Chile, 2017)	12
Figura 5. Ubicación geográfica del sitio de estudio, (Fuente Elaboración propia a partir de capas de Albers, 2012)	14
Figura 6. Croquis correspondiente a las parcelas del ensayo del CTPF, previo al incendio, (Fuente Acevedo, 2017)	15
Figura 7. A) Baliza de PVC utilizada para remarcación de las parcelas y B) parcela reestablecida en campo (Fuente Fotografías propias)	16
Figura 8. A) Lente, cámara y trípode utilizados, B) cámara posicionada para la toma de las fotografías hemisféricas y C) nivel de gota empleado para la nivelación del tripode (Fuente Fotografías propias)	17
Figura 9. Ecuación de medias ponderadas.....	19
Figura 10. Factor global de sitio para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2). Donde *: significativo a $P \leq 0,05$; **: significativo a $P \leq 0,01$ y NS: sin diferencia estadísticamente significativa.....	23
Figura 11. Índice de área foliar para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2). Donde *: significativo a $P \leq 0,05$; **: significativo a $P \leq 0,01$ y NS: sin diferencia estadísticamente significativa.....	24
Figura 12. Fotografías hemisféricas del (A) matorral y (B) bosque pre-incendio y fotografías hemisféricas del (C) matorral y (D) bosque post-incendio.....	25

Figura 13. Índice de cobertura de suelo para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2). Donde **: significativo a $P \leq 0,01$; ***: significativo a $P \leq 0,001$ y NS: sin diferencia estadísticamente significativa.	26
Figura 14. pH para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).....	27
Figura 15. Fotografías del (A) bosque y (B) matorral pre-incendio, (C) bosque y (D) matorral cinco días después del incendio y (E) bosque y (F) matorral seis meses después del incendio forestal (Fuente Fotografías propias).....	29
Figura 16. Materia orgánica para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).	30
Figura 17. Nitrógeno disponible para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).	31
Figura 18. Suma de bases para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).....	33
Figura 19. Fósforo de Olsen para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).	34
Figura 20. Potasio disponible para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).	35
Figura 21. Densidad de individuos por hectárea de especies arbóreas y arbustivas para el bosque y matorral pre-incendio.....	37
Figura 22. A) vista, desde un vértice de la parcela 46, de la rebotación de Hualo y (B) rebrote de Hualo en la base de un individuo calcinado, (Fuente Fotografías propias).....	38
Figura 23. Densidad de individuos por hectárea de especies arbóreas y arbustivas para el bosque y matorral post-incendio.	38

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Montaje de parcelas para ensayo del CTPF, previo a la temporada de incendios forestales 2016-2017.....	54
Anexo 2. Factor global de sitio para el bosque y matorral pre-incendio. Donde **: significativo a $P \leq 0,01$	54
Anexo 3. Índice de área foliar para el bosque y matorral pre-incendio. Donde **: significativo a $P \leq 0,01$	55
Anexo 4. Índice de cobertura de suelo para el bosque y matorral pre-incendio. Donde ***: significativo a $P \leq 0,001$	55
Anexo 5. Factor global de sitio para el bosque y matorral post-incendio. Donde NS: sin diferencia estadísticamente significativa.	56
Anexo 6. Índice de área foliar para el bosque y matorral post-incendio. Donde NS: sin diferencia estadísticamente significativa.	56
Anexo 7. Índice de cobertura de suelo para el bosque y matorral post-incendio. Donde NS: sin diferencia estadísticamente significativa.	57
Anexo 8. Nitratos para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).....	57
Anexo 9. Amonio para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).....	58
Anexo 10. Potasio intercambiable para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).....	58
Anexo 11. Calcio intercambiable para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).....	59
Anexo 12. Magnesio intercambiable para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).....	59
Anexo 13. Sodio intercambiable para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).	60

1. Introducción

Los incendios son fenómenos que afectan negativamente a los ecosistemas forestales, comprometiendo la permanencia en el tiempo y el espacio, de estos **(Piñeiro, 1997)**.

Es así como, junto con la transformación de hábitats para urbanización, agricultura, ganadería y silvicultura, los incendios forestales han sido uno de los mayores causantes de perturbación sobre los ecosistemas nativos de Chile **(Armesto et al., 2009; Fernández et al., 2010; Abella & Engel, 2013)**.

Actualmente, en Chile, existe controversia sobre las causas que dan origen a los incendios forestales. Se ha documentado que sólo el 0,1 % de los incendios forestales, registrados en las últimas dos décadas, desde la zona centro de Chile hasta la Patagonia, podrían deberse a causas naturales **(Armesto et al., 2009; Fernández et al., 2010; Jaksic & Fariña, 2015)**.

En Chile, se registran en promedio 5 972 incendios forestales por temporada, los cuales afectan entre 20 000 y 85 000 ha de vegetación. Más del 70 % de la superficie afectada corresponden a bosques y matorrales nativos, provocando así, grandes pérdidas de biodiversidad, bienes, servicios ecosistémicos y servicios sociales de valor irremplazable **(Fernández et al., 2010)**. Sin embargo, la temporada de incendios forestales 2016-2017, destacó por la superficie afectada, estimada en más de 510 000 ha **(CONAF, 2017)**.

Aun cuando se ha planteado que algunos incendios ocurrieron naturalmente en algunos ecosistemas mediterráneos y templados de Chile, desde antes de la llegada del ser humano, la frecuencia de estos incendios no parece haber sido suficientemente alta como para haber promovido adaptaciones de resistencia o tolerancia **(Ávila, Aljaro, & Silva, 1981; Fernández et al., 2010)**. Por lo que, prácticamente, no existen ecosistemas naturales dependientes del fuego. Sin escapar de esta realidad se encuentran los bosques del tipo forestal Roble-Hualo **(Montenegro, Ginocchio, Segura, Keely, & Gomez, 2004; Fernández et al., 2010; Jaksic & Fariña, 2015)**.

Este tipo forestal es endémico de la zona central de Chile, ubicado en la Cordillera de la Costa y en la Cordillera de los Andes, específicamente entre los 35° y 37° latitud sur. La especie que

domina en este tipo forestal corresponde al *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser (Hualo), sin embargo, se pueden encontrar otras especies, como por ejemplo *Persea lingue* (Ruiz & Pav.) Nees (Lingue), *Gevuina avellana* Molina (Avellano), *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst (Roble) y *Nothofagus alessandrii* Espinosa (Ruil) (**Donoso, 1981; Quiroz, García, González, & Soto, 2011**).

A pesar de la gran importancia ecológica de los bosques y matorrales del tipo forestal Roble-Hualo, en las últimas décadas, grandes áreas ocupadas por este ecosistema han sido sustituidas por plantaciones comerciales de *Pinus radiata* D. Don (Pino insignie). Cerca del 18% de los bosques costeros, de este tipo forestal, en la Región del Maule, fueron convertidos a plantaciones forestales comerciales desde la década de 1980 (**Lara & Veblen, 1993; Bustamante, Simonetti, Grez, & San Manrín, 2005**), como resultado, el paisaje corresponde a un mosaico de pequeños fragmentos, circundados por matrices de plantaciones forestales, de *P. radiata*, principalmente (**Bustamante & Castor, 1998; Bustamante et al., 2005**).

Por otra parte, este tipo forestal se encuentra escasamente representado dentro del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), aproximadamente sólo el 0,5 % del área ocupada por este ecosistema está protegido (**Venegas & Meynard, 2005; Quiroz et al., 2011**).

Sumado a la poca representatividad de los ecosistemas, en los sistemas nacionales de áreas silvestres protegidas y a los efectos de la fragmentación, los incendios causan graves daños en los ecosistemas forestales (**Piñeiro, 1997; Venegas & Meynard, 2005; Quiroz et al., 2011**).

Es así que, como resultado de los incendios forestales se produce la destrucción parcial y dependiendo de la intensidad del incendio, la destrucción total de la cubierta de follaje, producida por el o los doseles presentes en los bosques (**Landsberg, 1997**), resultando en un aumento de la radiación solar incidente sobre el piso forestal, y, en una disminución de la humedad ambiental, provocando una serie de consecuencias sobre otros componentes del ecosistema, como por ejemplo el suelo; abundancia y diversidad de especies arbóreas y arbustivas, entre otros (**Urzúa & Cáceres, 2011**).

Es así como los incendios forestales, son la principal causa de pérdida de suelos fértiles alrededor del mundo (**Urzúa & Cáceres, 2011**). Se sabe por ejemplo, que, el pH tiende al aumento, el ciclo de nutrientes se ve alterado, al perderse varios de estos por volatilización en forma de cenizas, o por el contrario se pueden obtener más nutrientes gracias a la biomasa vegetal calcinada, que se incorpora al suelo (**Fernández et al., 2010; Abella & Engel, 2013**).

Por otra parte, el efecto del fuego sobre la composición y dinámica de la vegetación depende en gran medida de la severidad e intensidad del fuego (**Schimmel & Granstrom, 1996; Mataix-Solera & Guerrero, 2007**), lo cual determinará la recuperación de unas u otras especies, y de su velocidad de recuperación (**Mataix-Solera & Cerdà, 2009**).

Especies exóticas, pueden resultar favorecidas en el proceso de regeneración y reclutamiento, como consecuencia de los incendios forestales, más aún cuando el sitio afectado se encuentra inmerso dentro de una matriz de plantaciones forestales con especies exóticas (**Fernández et al., 2010**).

Comprender los efectos del fuego en los ecosistemas es fundamental, para la gestión de los mismos, en miras a la conservación y aumento del recurso (**Abella & Engel, 2013**). Si se tiene en cuenta que los bosques constituyen uno de los mayores recursos de un país, que deben ser conservados y aumentados, es fundamental impulsar el estudio de todos aquellos factores que puedan poner en peligro dichos recursos (**Piñeiro, 1997**).

Al respecto, en este estudio, se evalúan los efectos de uno de los incendios forestales de la temporada 2016-2017, sobre la estructura del dosel, química del suelo, diversidad y abundancia de especies arbóreas y arbustivas de un bosque y matorral del tipo forestal Roble-Hualo, ubicado en la Región del Maule, Chile.

1.1 Objetivo general

-Comparar la situación pre y post-incendio de un bosque y matorral del tipo forestal Roble-Hualo, ubicado en la Región del Maule, Chile.

1.2 Objetivos específicos

-Comparar la estructura del dosel del bosque y matorral pre y post-incendio.

-Contrastar variables químicas en el suelo del bosque y matorral pre y post-incendio.

-Comparar la vegetación del bosque y matorral pre y post-incendio.

1.3 Hipótesis

1.3.1 Ho: Existe diferencia entre el bosque y matorral, pre y post-incendio, en cuanto a estructura del dosel, química del suelo y vegetación.

1.3.2 Ha: No existe diferencia entre el bosque y matorral, pre y post-incendio, en cuanto a estructura del dosel, química del suelo y vegetación.

1.4 Problema

El Centro Tecnológico de la Planta Forestal (CTPF) del Instituto Forestal (INFOR), estableció en julio de 2016 un ensayo, en el marco del proyecto “Técnicas silvícolas de establecimiento para *Nothofagus glauca* en bosques alterados del tipo forestal Roble-Hualo en la Cordillera de la Costa”, en la comuna de Constitución, Región del Maule, financiado por el Fondo de Investigación del Bosque Nativo de la Corporación Nacional Forestal.

Sin embargo, como consecuencia de uno de los incendios de la temporada de incendios forestales 2016-2017, este se vio afectado en su totalidad. Por ello es necesario estudiar el grado de afectación a nivel de estructura del dosel, química del suelo y vegetación. Para así determinar la capacidad de recuperación de este ecosistema frente a un incendio forestal.

2. Revisión de literatura

2.1 Definición de incendio forestal

Landsberg (1997) define fuego como el proceso de oxidación que precisa de un sustrato oxidable, oxígeno y una chispa o fuente de ignición. Cuando ocurre un fuego que no es controlado, tiene lugar lo que se conoce por incendio, y, si este incide sobre la vegetación que conforma los ecosistemas forestales, se denomina incendio forestal.

2.2 Breve reseña histórica de los incendios forestales en Chile

En Chile, desde el siglo XIX, las personas han utilizado el fuego como una herramienta para la habilitación de tierras, y así poder destinarlas a usos como la agricultura y ganadería (**Haltenhoff, 2010**), dejando en evidencia, que el bosque nativo era visto, desde entonces, como un obstáculo para el “desarrollo” (**Sanhueza, 2001**).

Durante el siglo XX los incendios continuaron siendo frecuentes, principalmente en la zona central de Chile. Acontecimientos ambientales, como el fenómeno del niño y las sequías, provocaron grandes incendios, dando como resultado enormes costos ambientales durante la década de 1990. En la temporada de incendios 1997-1998, los incendios consumieron grandes extensiones de vegetación en las regiones de los Lagos y Aysén; por otra parte, en la temporada 1998-1999 se produjeron graves incendios desde la región de O'Higgins hasta la región de la Araucanía (**Sanhueza, 2001; Fernández et al., 2010**).

Históricamente, las regiones de Chile que se han visto más afectadas, por los incendios forestales, durante los últimos años, han sido las regiones del Biobío, Valparaíso, la Araucanía, Metropolitana y del Maule (Figura 1) (**Urzúa & Cáceres, 2011**).

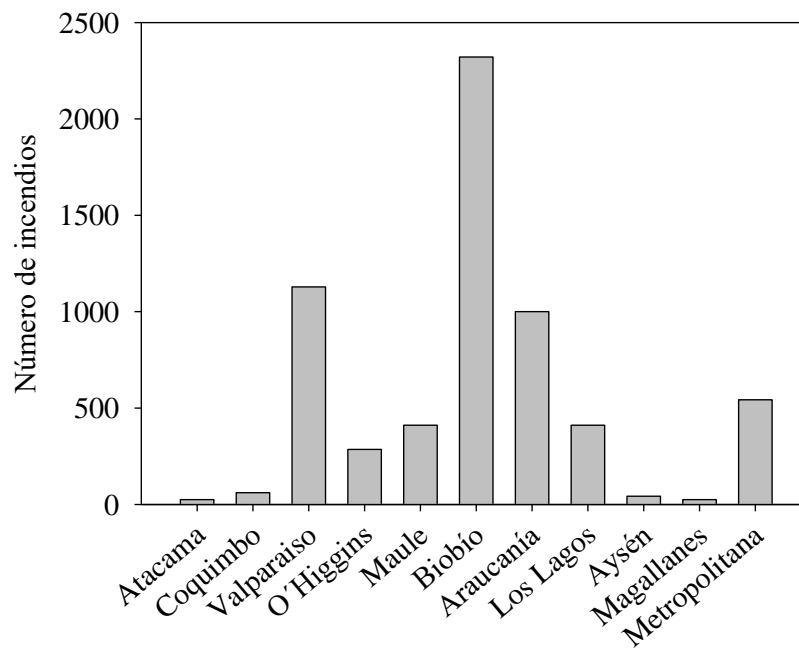


Figura 1. Promedio de incendios forestales regionales por temporada, para un periodo de 20 años (1987-2007). No se registran datos para las regiones de Tarapacá, Antofagasta, los Ríos, Arica y Parinacota, (**Fuente Fernández et al., 2010**).

A diferencia de años anteriores, durante la temporada de incendios forestales 2016-2017, tuvo lugar la peor catástrofe forestal en toda la historia de Chile, sobre todo a partir del 18 de enero del 2017, día en que adquiere índole de megaincendio, considerándose así, como una catástrofe mundial (**CONAF, 2017; UE, 2017**).

El 93 %, de las 518 174 ha afectadas por la temporada de incendios forestales 2016-2017, corresponde a formaciones vegetales; la región del Maule fue la más afectada, con 280 106 ha incendiadas (Figura 2) (**CONAF, 2017**).

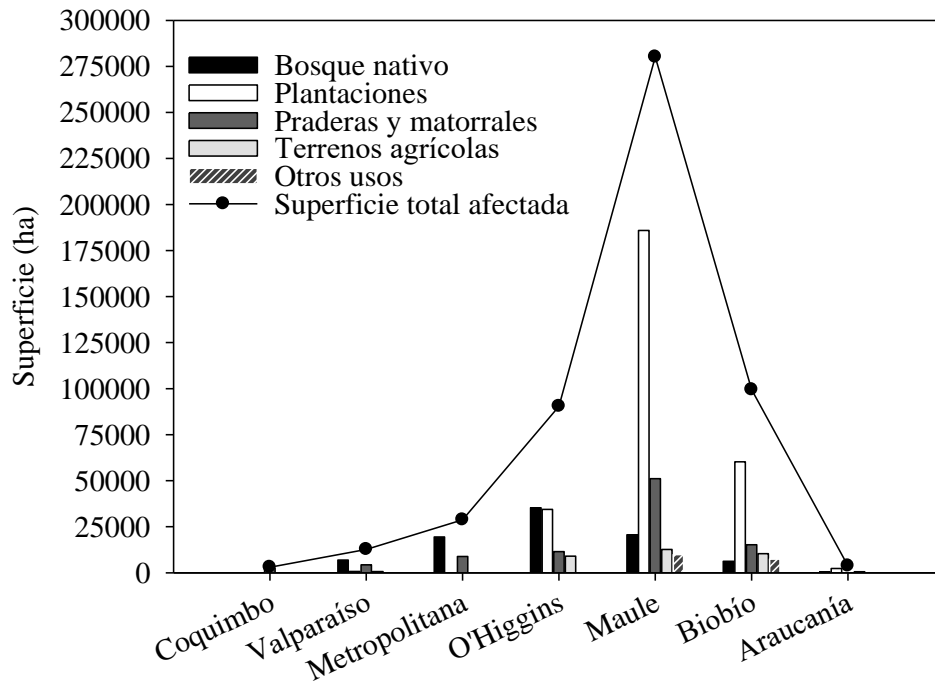


Figura 2. Superficie afectada, según vegetación y otros usos de suelo, para la temporada de incendios forestales 2016-2017, entre las regiones de Coquimbo y la Araucanía, (Fuente CONAF, 2017).

En cuanto al bosque nativo, se afectaron un total de 89 347 ha, equivalente al 17,24 % del total de la superficie incendiada. Para el tipo forestal Roble-Hualo se vieron afectadas 11 832 ha, de las cuales el 97 % se encuentran en la Región del Maule (CONAF, 2017).

2.3 Causas, y consecuencias ambientales, de los incendios forestales en Chile

2.3.1 Causas de los incendios forestales en Chile

El estudio de las causas de los incendios forestales ha sido abordado por varios autores. Así **Zapata (2005)** indica que las principales causas de incendios forestales, en Chile, corresponden al tránsito de vehículos, tránsito de peatones, faenas forestales e intencional, además determinó que la causa más importante corresponde al tránsito de peatones.

Por otra parte, **Haltenhoff (2010)** menciona que el riesgo de fuegos está directamente relacionado con la actividad humana, especialmente en la intencionalidad, el tránsito de

personas, accidentes y uso irresponsable del fuego para actividades agrícolas, concordando así con **Zapata (2005)** (Figura 3).

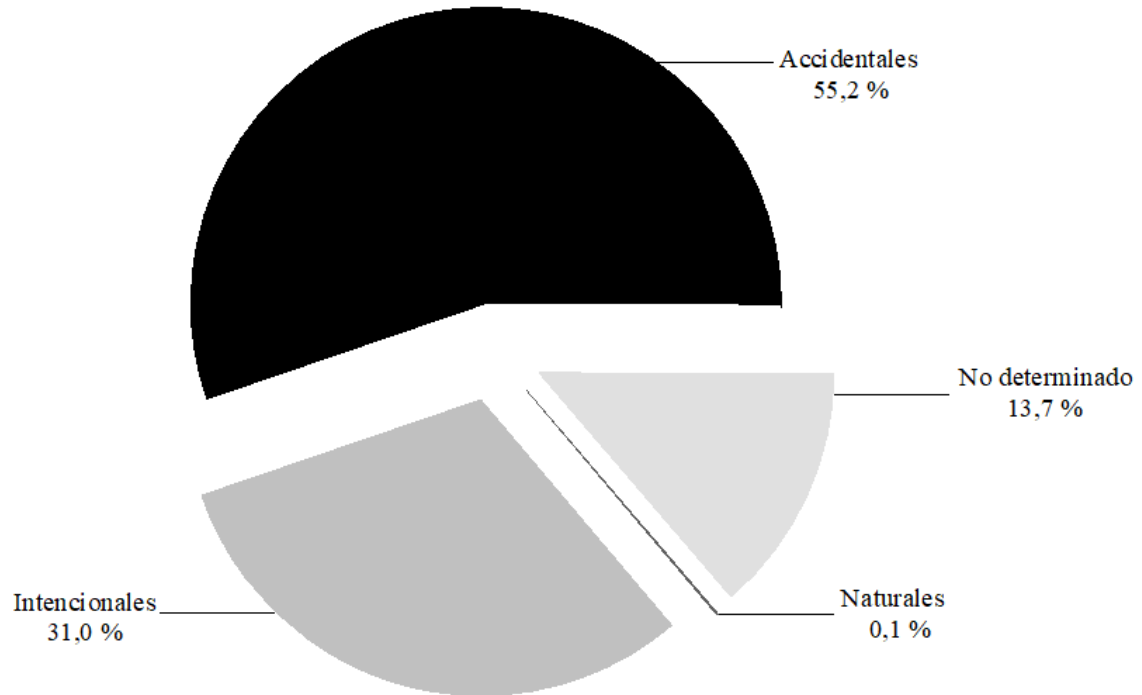


Figura 3. Causas principales de los incendios forestales en Chile, (Fuente **Fernández et al., 2010**).

2.3.2 Consecuencias ambientales de los incendios forestales en los ecosistemas naturales de Chile

Urzúa & Cáceres (2012) llevaron a cabo el análisis del impacto ambiental causado por los incendios forestales, en Chile; estos autores señalan que los mismos producen graves daños ambientales debido a la destrucción de la cubierta del dosel forestal, pérdida del suelo fértil, desaparición de ecosistemas, entre otras consecuencias.

2.3.2.1 Consecuencias en la estructura del dosel

La severidad y duración de los incendios juega un papel trascendental en las posibles consecuencias que se puedan generar en la estructura del dosel, sin embargo, **Santelices & Litton (1996)** indican que generalmente las consecuencias corresponden al daño y destrucción de los árboles y arbustos, interferencias en los procesos fisiológicos de las plantas, tales como la evapotranspiración, capilaridad dentro del sistema vascular, pero principalmente sobre la

fotosíntesis. El fuego destruye, parcial o totalmente, el follaje, disminuyendo así el área foliar, y, por ende, también merma la capacidad fotosintética. En ocasiones los incendios provocan la combustión total del estrato arbustivo, y, dependiendo de la severidad del incendio, hasta del estrato arbóreo (**Quintanilla, 2000**).

2.3.2.2 Consecuencias en la química del suelo

El estudio de los cambios edáficos, post-fuego, es un tema que ha sido estudiado en muchos lugares y en diferentes latitudes, ya que se trata de un fenómeno muy variable, debido a la heterogeneidad de los ecosistemas que son afectados por los incendios forestales. Sin embargo, en Chile existe una necesidad de información en cuanto a este tema (**Fernández et al., 2010**).

Lombao et al. (2015) cuantificaron el impacto de un incendio forestal en propiedades químicas del suelo, como el pH. Los resultados indican que los valores de pH se ven afectados positivamente, al aumentar la magnitud de esta variable, pasando de un pH ácido a uno más neutro. Por su parte **De las Heras, Martínez, & Herranz (1991)** y **Bodí, Cerdà, Mataix-Solera, & Doerr (2012)** indican que el pH normalmente aumenta, después de un incendio forestal, debido a la acumulación de bases, aportadas por las cenizas.

En ocasiones el aporte de cenizas enriquece el suelo con un aumento de Ca, Mg, K, Na y P (**Bodí et al., 2012**), aunque esta mayor disponibilidad de nutrientes puede durar de meses a pocos años (**Kutiel & Naveh, 1987a; Kutiel, Naveh, & Kutiel, 1990; Gimeno, Andreu, & Rubio, 2000; Xavier, Bernia, & Simelton, 2005**). Además hay algunos nutrientes que se pierden con el humo del fuego y se volatilizan durante el incendio (**Raison, Khanna, & Woods, 1985**). A veces, se suele encontrar después del incendio, más nitrógeno disponible en forma de NH_4^+ (**Kutiel & Naveh, 1987b; Giovannini, Lucchesi, & Giachetti, 1990**).

En incendios de baja intensidad puede haber incrementos de materia orgánica. Por otra parte, a intensidades elevadas la cantidad de materia orgánica de la superficie del suelo puede disminuir (**Mataix-Solera, Gómez, Navarro, Guerrero, & Moral, 2002**).

2.3.2.3 Consecuencias en la abundancia y diversidad de especies arbóreas y arbustivas

Quintanilla (2000) estudió los efectos del fuego sobre la vegetación nativa de Chile mediterráneo, observando cambios en la composición de las comunidades, debido a la introducción de plantas pioneras de crecimiento rápido, arbustivas y herbáceas, que tienden al reemplazo de la cobertura pre-incendio, causando con frecuencia una depauperación de la flora del ecosistema. Por otra parte, este mismo autor, registró similitud del efecto del fuego entre los estratos arbóreo y arbustivo.

Es así que, tras un incendio, gran parte de la vegetación quemada tiende a regenerarse al poco tiempo, aunque no se restablezca la misma composición y fisionomía del paisaje pre-incendio; no obstante, otros autores como **Bran, Cecchi, Gaitán, Ayesa, & López (2007)**; **Vega, Fernández, Pérez, & Fonturbel (2010)** y **Pausas & Keeley (2014)** señalan que la rapidez y composición de la regeneración post-fuego está relacionada con la severidad del incendio.

Así mismo, **De las Heras et al. (1991)** indican que, si el fuego es intenso, provoca una destrucción total de la cubierta vegetal, iniciándose una recuperación de la misma, cuya rapidez va a depender de diversos factores, como por ejemplo: capacidad de rebrote de las especies afectadas, sobrevivencia del banco de semillas, severidad del incendio, entre otros.

Todas las consecuencias, anteriormente mencionadas, se tornan aún más drásticas en aquellos ecosistemas donde los regímenes de fuegos no han sido suficientemente frecuentes como para generar presiones evolutivas o adaptativas; tal es el caso del tipo forestal Roble-Hualo (**Ávila et al., 1981**; **Montenegro, Gómez, Díaz, & Ginocchio, 2003**; **Montenegro et al., 2004**; **Fernández et al., 2010**).

2.4 Tipo forestal Roble-Hualo

El tipo forestal Roble-Hualo constituye uno de los ecosistemas nativos más importantes de la región mediterránea de Chile; de acuerdo con el catastro vegetacional, de las especies nativas de Chile (**CONAF, CONAMA, & BIRF, 1999**; **Sotomayor & Barros, 2016**), la superficie total de bosque nativo es de 14 330 603 ha, de ellas 187 586 ha corresponden al tipo forestal Roble-Hualo.

Este tipo forestal se distribuye principalmente en la Cordillera de la Costa y la Cordillera de los Andes de la zona central de Chile (Figura 4) (Del Fierro, Pancel, Rivera, & Castillo, 1998). En la Cordillera de la Costa, este tipo forestal, se encuentra desde los 150 msnm y hasta los 800 msnm, en la Cordillera de los Andes se ubica entre los 1 000 y 1 200 msnm (Le-Quesne & Sandoval, 2001; Fernández et al., 2010; Quiroz et al., 2011).

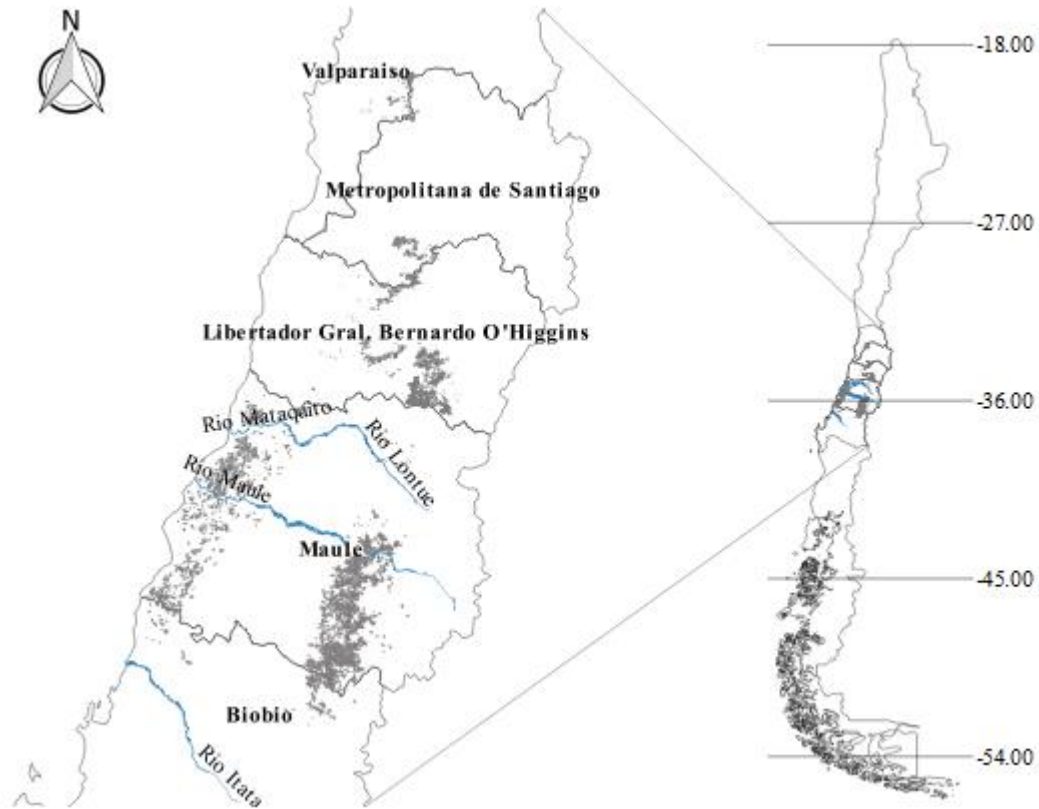


Figura 4. Distribución geográfica del tipo forestal Roble-Hualo, por regiones, (Fuente Elaboración propia a partir de capas del IDE-Chile, 2017).

El 79 % de la superficie correspondiente a este tipo forestal se encuentra en la Cordillera de la Costa y la Cordillera de los Andes de la Región del Maule, con una superficie aproximada de 148 182 ha, que a su vez representa el 40 % del bosque nativo de esta región.

El tipo forestal Roble-Hualo se divide en 5 subtipos: subtipo bosquetes costeros septentrionales de roble, subtipo bosques andinos de roble de altura, subtipo bosques de hualo, subtipo

bosquetes de ruil y subtipo bosques higrófitos de quebradas (**Donoso, 1981; Quiroz et al., 2011**).

Por la Cordillera de la Costa, en el límite norte de su distribución hasta el río Mataquito, se encuentra como bosquetes aislados en las cumbres, laderas y quebradas altas húmedas. En los cordones de cumbres, entre las regiones Metropolitana y de Valparaíso, las formaciones de este tipo forestal corresponden a rodales casi puros de *N. obliqua*; al sur de estos cordones aparece *N. glauca* formando bosquetes aislados que no se mezclan con los de *N. obliqua*. Al sur del río Mataquito y hasta el río Itata, por la Cordillera de la Costa, la especie de mayor importancia corresponde a *N. glauca*, aunque en algunas laderas de exposición suroeste se encuentran rodales de *N. alessandrii* (**Donoso, 1981; Del Fierro et al., 1998; Quiroz et al., 2011**).

En las quebradas y terrenos húmedos, se desarrollan bosques de tipo más higrófito, donde las especies de mayor relevancia corresponden a *N. obliqua*, *Drymis winteri* J.R. Forst. & G. Forst. (Canelo), *Aextoxicon punctatum* Ruiz & Pav. (Olivillo), *P. lingue* y *Nothofagus leonii* R. Espinosa (Huala). En la Cordillera de los Andes, *N. obliqua* es la especie que domina, desde el límite norte hasta el río Lontué y en los sectores sobre los 1 000 msnm, al sur del río Maule (**Donoso, 1981; Quiroz et al., 2011**).

Por otra parte, cabe resaltar que, el tipo forestal Roble-Hualo ha sufrido una severa intervención antrópica, para habilitar terrenos y así destinarlos a la urbanización, cultivos agrícolas y plantaciones forestales comerciales con especies exóticas. Como resultado de lo anterior, lo que en el pasado fue una gran extensión continua de bosques, actualmente está reducido a pequeños fragmentos aislados (**Donoso, 1994; Gajardo, 1994; Fernández et al., 2010; Quiroz et al., 2011**), lo que los hace aún más vulnerables a la invasión de la matriz de plantaciones forestales que los rodea y a desastres como los incendios forestales; por lo que se hace necesario el estudio de los bosques de Roble-Hualo más degradados, incluyendo los afectados por los incendios forestales.

3. Metodología

3.1 Área de estudio

El área de estudio corresponde a un bosque y matorral, de aproximadamente 15 ha, del tipo forestal Roble-Hualo, ubicado en el predio Quivolgo 4, patrimonio de Forestal Arauco S.A., en la comuna de Constitución, provincia de Talca, región del Maule (Figura 5).

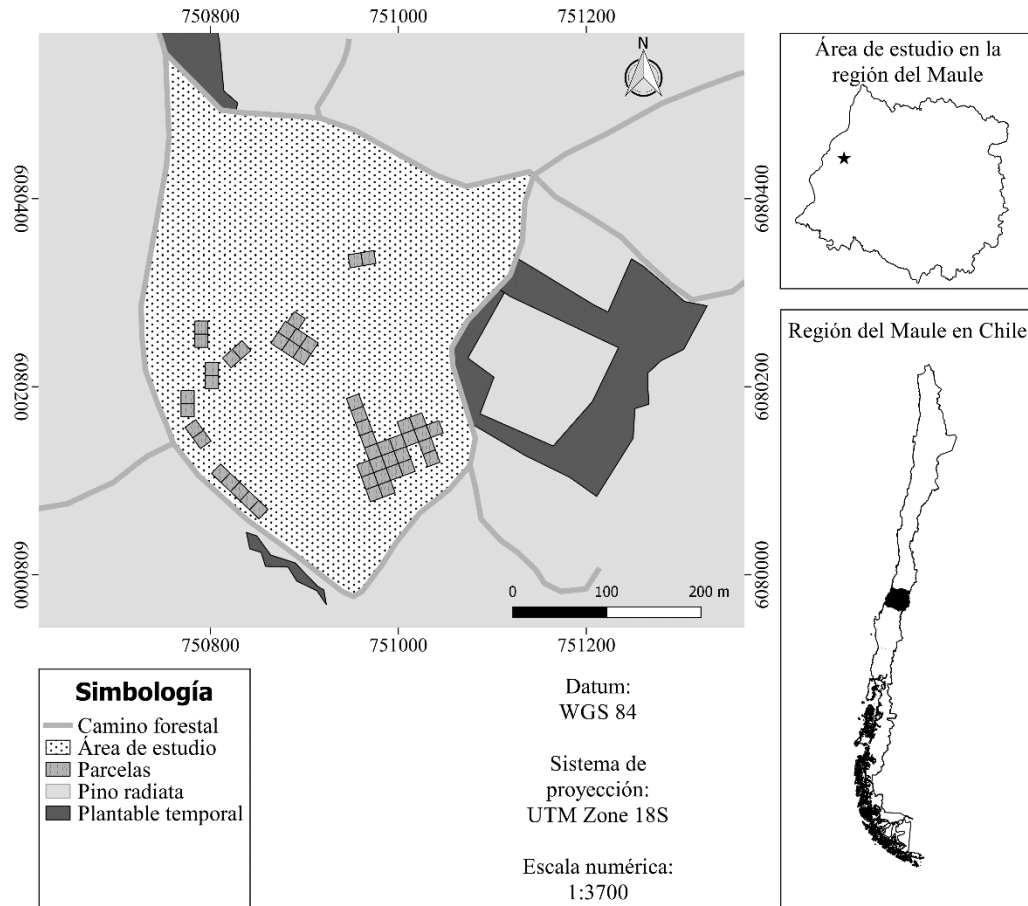


Figura 5. Ubicación geográfica del sitio de estudio, (Fuente Elaboración propia a partir de capas de Albers, 2012)

3.2 Establecimiento de parcelas en campo

Previo al incendio forestal, el Centro Tecnológico de la Planta Forestal (CTPF) del Instituto Forestal (INFOR) contaba con un ensayo; dentro del área de estudio; en el marco del proyecto “Técnicas silvícolas de establecimiento para *Nothofagus glauca* en bosques alterados del tipo forestal Roble-Hualo en la Cordillera de la Costa”, para el cual se habían establecido 48 unidades

experimentales de 14 x 14 m, cada una, y distribuidas según el tipo de cobertura: bosque y matorral (Figura 6).

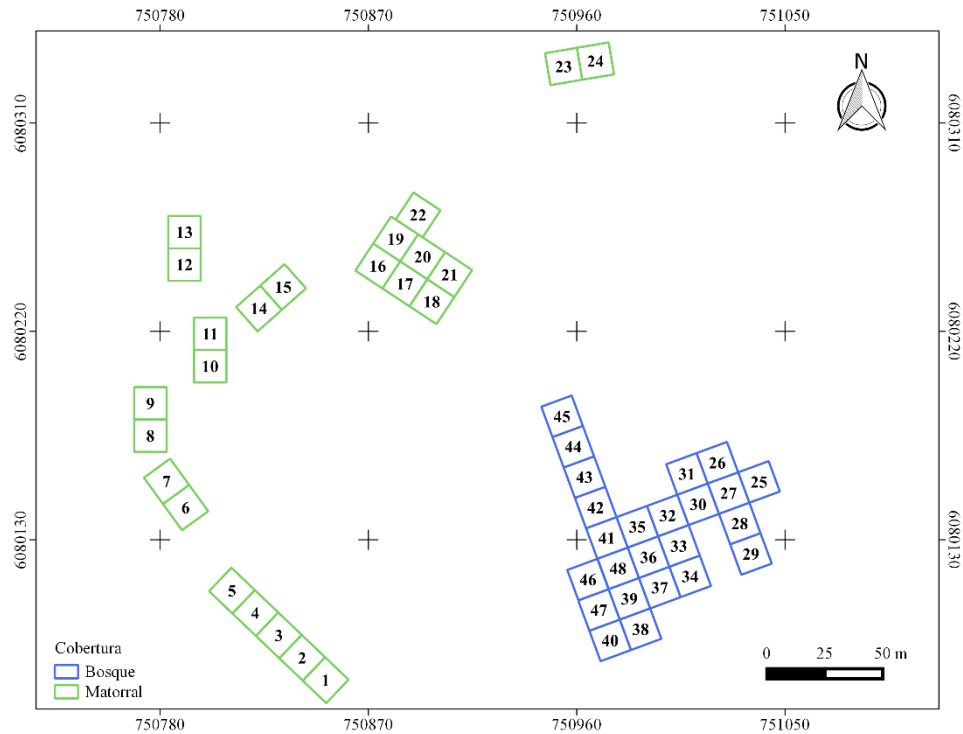


Figura 6. Croquis correspondiente a las parcelas del ensayo del CTPF, previo al incendio, (Fuente Acevedo, 2017).

Como resultado del incendio, se perdió el 100 % de las parcelas, por lo que, para efectos del presente estudio, se procedió a reestablecer tres parcelas para cada tipo de cobertura, bosque y matorral, de modo que para la primera cobertura se reestablecieron las parcelas 26, 27 y 46; y para la cobertura de matorral se reestablecieron las parcelas 2, 6 y 17.

Para el restablecimiento de las seis parcelas se utilizaron balizas de 0,5 m de largo, fabricadas a partir de tubos de ½” de PVC, color naranja. Luego, con ayuda de cinta métrica y brújula se procedió a la remarcación de las seis parcelas en campo (Figura 7).



Figura 7. A) Baliza de PVC utilizada para remarcación de las parcelas y B) parcela reestablecida en campo (Fuente Fotografías propias).

3.3 Captura y análisis de fotografías hemisféricas para la caracterización de la estructura del dosel

Para la captura de las fotografías se utilizó una cámara Canon EOS REBEL T5i, con un lente Sunex 185° SuperFisheye 5.6 mm F/5.6, además de un trípode SOLIGOR VT-6006 con un nivel de gota incorporado (Figura 8).

En la condición pre-incendio se capturaron 5 fotografías por parcela, mientras que para la condición post-incendio se capturaron 15 fotografías por parcela, aleatoriamente distribuidas dentro de las mismas.

Para la toma de cada fotografía se posicionaba el lente en dirección al cenit, posteriormente se nivelaba el trípode y la cámara mediante el uso de un nivel de gota. La orientación de cada captura fue hacia el norte magnético (Figura 8), para lo cual se utilizó una brújula. Las

fotografías hemisféricas para la condición pre-incendio se capturaron el 4 de febrero del 2016 y para la condición post-incendio, el 3 de agosto del 2017.



Figura 8. A) Lente, cámara y trípode utilizados, B) cámara posicionada para la toma de las fotografías hemisféricas y C) nivel de gota empleado para la nivelación del trípode (**Fuente Fotografías propias**).

Para el análisis de las fotografías hemisféricas se utilizaron los softwares HemiView Forest Canopy Image Analysis System 2.1.1[©] y Microsoft Office Excel 2016 TM.

Mediante la utilización de HemiView 2.1.1[©] se pueden obtener gran cantidad de índices. Para efectos del presente estudio se consideraron sólo el GSF, LAI y GndCover.

El GSF o factor global de sitio, corresponde a la proporción de radiación global, directa (DSF) más difusa (ISF), bajo un dosel forestal, relativo a campo abierto. El LAI o índice de área foliar se define como la mitad del área foliar total por unidad de superficie del suelo. Por su parte el GndCover o índice de cobertura de suelo hace referencia a la proporción del área que cubre un dosel en específico con respecto a una unidad de área del suelo (**Webb, 1999**).

Por lo que, de cada fotografía se cuantificó el LAI, GSF y GndCover, para posteriormente recopilar los datos en un libro de Microsoft Office Excel 2016 TM, por parcela y así realizar el posterior análisis estadístico.

3.4 Muestreo de suelos y análisis químico

3.4.1 Colecta de muestras del suelo pre-incendio

En la situación pre-incendio se realizaron dos calicatas, una en cada cobertura, bosque y matorral. En la calicata del matorral se colectaron dos muestras, una de 0 a 5 cm de profundidad, en el primer horizonte, y otra de 5 a 52,5 cm de profundidad, en el segundo horizonte; en la calicata de la cobertura de bosque se colectó una muestra de 0 a 20 cm de profundidad, en el primer horizonte.

3.4.2 Colecta de muestras de suelo post-incendio

Para la colecta de las muestras de suelo post-incendio se utilizó un barreno tipo espiral. Se realizó un muestreo compuesto de diez puntos, distribuidos de forma aleatoria dentro de cada parcela, para los primeros 20 cm de suelo. La colecta de muestras pre-incendio se llevó a cabo el 4 de febrero del 2016, mientras que para la condición post-incendio, el 4 de agosto del 2017.

3.4.3 Análisis químico de muestras de suelo

Se determinó el pH, contenido de materia orgánica (MO %), nitrógeno disponible (N_d), suma de bases (S_b), fósforo de Olsen (P_o) y potasio disponible (K_d), para los suelos pre y post-incendio y de ambas coberturas, según los Métodos de Análisis Recomendado para los Suelos de Chile, Serie de Actas INIA N°34, Revisión 2006 (**Sadzawka, Carrasco, Grez, Mora, Flores, & Neaman, 2006**) y Métodos de Análisis para Tejidos Vegetales, Serie de Actas INIA N°40, 2007 (**Sadzawka et al., 2007**).

3.5 Caracterización de la abundancia y diversidad de especies arbóreas y arbustivas

Tanto en la condición pre-incendio como post-incendio, y para ambas coberturas, se realizó la caracterización de la composición florística, para ello en cada parcela se realizó el conteo, e identificación taxonómica, de individuos de especies arbóreas y arbustivas superiores a 1 m de altura. Para la condición post-incendio, la colecta de datos se llevó a cabo en octubre del 2017.

3.6 Análisis estadísticos

Se empleó un ANDEVA de un DCA, por medio del software InfoStat®, para la comparación del LAI, GSF y GndCover, entre las coberturas de matorral y bosque en una misma condición (pre-incendio o post-incendio). Para la comparación entre coberturas y condiciones se empleó un análisis longitudinal mediante el software estadístico SAS.

Para análisis de variables químicas del suelo, como las únicas muestras de suelo que no fueron tomadas de 0 a 20 cm de profundidad, correspondieron al suelo pre-incendio del matorral, se procedió a realizar una ponderación de medias para cada una de las variables analizadas (pH, MO%, N_d, S_b, P_o y K_d), para lo cual se utilizó la siguiente ecuación:

$$\bar{X}_n = X_{n_1} * \frac{5}{20} + X_{n_2} * \frac{15}{20} \quad (\text{Figura 9})$$

Donde

\bar{X}_n : Media ponderada de la variable “n” (pH, MO %, etc.).

X_{n_1} : Valor de la variable “n” cuantificado en el horizonte de 0 a 5 cm de profundidad.

X_{n_2} : Valor de la variable “n” cuantificado en el horizonte de 5 a 52,5 cm de profundidad.

Para las muestras colectadas, del suelo de bosque pre-incendio, matorral y bosque post-incendio, no fue necesario realizar la ponderación de las medias, puesto que estas muestras fueron colectadas de 0 a 20 cm de profundidad.

Luego se procedió a realizar las comparaciones entre condiciones y coberturas por medio de un análisis gráfico.

En el caso de los datos de abundancia y diversidad de especies arbóreas y arbustivas, se realizó una comparación gráfica, para ambas condiciones, pre y post-incendio; y coberturas, matorral y bosque.

4. Resultados

4.1 Estructura del dosel, para ambas condiciones y coberturas

La estimación de los porcentajes de radiación, que pudiese atravesar los distintos doseles, resulta de gran utilidad para una adecuada gestión forestal, ya que la luz determina muchos procesos ecofisiológicos de la vegetación, además se ve afectada por un sin número de fenómenos, entre ellos los incendios forestales (**Horn, 1971; Barnes, Zak, Denton & Spurr, 1998; Valladares, 2006**).

En este sentido, para la condición pre-incendio, en las tres variables cuantificadas, GSF, LAI y GndCover, se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas entre las coberturas de bosque y matorral.

En cuanto al GSF, se obtiene que, para la cobertura de bosque el valor promedio correspondió a $0,28 \pm 0,02$; por otra parte, para el matorral el valor promedio correspondió a $0,77 \pm 0,16$ (Figura 10, Anexo 2); lo que indica que antes del incendio, la cobertura por la cual podía atravesar mayor cantidad de radiación correspondía al matorral, con un $0,49 \pm 0,18$ más de radiación potencial total.

Es importante mencionar que el GSF está compuesto por radiación indirecta o difusa (ISF) y radiación directa (DSF); en doseles muy cerrados, como es el caso de la cobertura de bosque pre-incendio, la luz que atraviesa el dosel y llega al suelo está compuesta principalmente por ISF y una fracción muy pequeña de DSF aportada por los denominados “sunflecks” o destellos de sol (**Pearcy, Chazdon, Gross, & Mott, 1994**).

En general, la ISF, en doseles cerrados permite una mejor distribución de la radiación en los mismos (**Gu et al., 2002**). Por el contrario, la DSF puede provocar efectos perjudiciales al dar pie a fenómenos de fotoinhibición en la vegetación (**Marañón et al., 2004; Zavala et al., 2004**).

Por otra parte, los matorrales abiertos, como en este caso, permiten el paso de una gran fracción de la radiación. Este tipo de doseles son muy favorables para el desarrollo de la vegetación ya que elimina la radiación perjudicial (DSF) sin comprometer el proceso de fotosíntesis en las plantas bajo dosel (**Valladares, 1999; Valladares, 2001**).

Valladares (2006) señala que, en general los matorrales, en comparación con los bosques, permiten el paso de mayor radiación a través del dosel, coincidiendo así, los resultados obtenidos en este estudio, con los indicados por este autor.

Por otra parte, se encuentra el LAI, el promedio para el matorral fue de $0,54 \pm 0,29$ y para el bosque fue de $1,68 \pm 0,20$ (Figura 11, Anexo 3); más del triple que para el matorral.

Si se tiene en cuenta que, un LAI cercano o igual a 2 indica que el dosel es muy denso (**Kundela, 2009**), entonces se corrobora que la estructura del dosel del bosque era mucho más compleja que la estructura del matorral, en lo que se refiere a la radiación incidente entre la atmósfera y el suelo bajo el dosel, y a los procesos ecofisiológicos de las plantas en esta cobertura (**Kitzberger, Raffaele, Heinemann, & Mazzarino, 2005; Paritsis, Raffaele, & Veblen, 2006**).

En cuanto al GndCover existía, antes del incendio, una brecha bastante amplia entre ambas coberturas, ya que el dosel del bosque cubría el $0,58 \pm 0,09$ del suelo mientras que el matorral solo abarcaba el $0,00033 \pm 0,00017$ (Figura 13, Anexo 4).

En general los bosques tienden a mayores valores de índice de cobertura de suelo, en contraste con los matorrales (**Valladares, 2006**).

Para la condición post-incendio, en las tres variables cuantificadas, GSF, LAI y GndCover, no se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas, entre las coberturas de bosque y matorral. En cuanto al GSF se tiene que, para la cobertura de bosque el promedio correspondió a $0,91 \pm 0,01$; por otra parte, para el matorral el promedio correspondió a $0,93 \pm 0,04$ (Figura 10, Anexo 5).

Que el valor de GSF en ambas coberturas sea tan alto puede traer consecuencias para la vegetación que pueda regenerarse, pues a pesar que la radiación representa un elemento fundamental para la realización de la fotosíntesis y demás procesos fisiológicos de la plantas, una intensidad luminosa que sobrepase el nivel de adaptación de las mismas, causa estrés, reduciéndose así la capacidad fotosintética, fenómeno conocido como fotoinhibición, además que muchos otros factores del microclima se ven afectados (**Kitzberger, Raffaele, Heinemann, & Mazzarino, 2005; Paritsis, Raffaele, & Veblen, 2006**).

La temperatura ambiental puede aumentar inclusive entre 2 ° C y 3,5 ° C, durante las horas de mayor radiación en el día. Mientras que, durante la noche, los sitios incendiados pueden alcanzar temperaturas de hasta 1,4 °C menos con respecto a sitios no incendiados. La humedad relativa puede disminuir hasta en un 80 % en comparación a los sitios no afectados por incendios forestales (**Blackhall, Raffaele, & Veblen, 2015**).

En estas condiciones más extremas (**Maestre, Callaway, Valladares, & Lortie, 2009**), la disponibilidad de micrositios para el establecimiento de nueva vegetación es brindada principalmente por árboles o arbustos nodrizas (**Raffaele & Veblen, 1998**), sin embargo, después de un incendio forestal, como es el caso del presente estudio, esta vegetación nodriza se ve drásticamente reducida (**Blackhall et al., 2015**), perjudicando el establecimiento de la regeneración natural de la vegetación (**Demmig & Adams, 1992; Horton, Ruban, & Walters, 1994; Luciński & Jackowski, 2006**).

Por su parte, el LAI promedio para el bosque fue de $0,17 \pm 0,03$ y para el matorral de $0,21 \pm 0,09$ (Figura 11, Anexo 6), los cuales son valores muy bajos para este índice (**Le Dantec, Dufrêne, & Saugier, 2000; Turner, Acker, Means, & Garman, 2000**).

Si se tiene en cuenta que el LAI es un parámetro importante de la estructura del dosel; ya que cuantifica y caracteriza la interfaz activa entre la atmósfera y el suelo bajo la misma, la cual además, controla el tipo, cantidad, calidad, distribución espacial y en el tiempo de la radiación incidente; entonces el que ambas coberturas tengan valores de este índice, tan bajos, resulta realmente perjudicial, y más aún si se agrega que los valores de LAI publicados, para varios de los ecosistemas a nivel mundial, oscilan entre 0,40 y 16,9 (**Le Dantec et al., 2000; Turner et al., 2000**).

Otros autores como **Schulze (1982); Ni, Zhang, & Scurlock (2001)** y **Kundela (2009)**, encontraron que la mayoría de los valores de LAI, en los biomas del mundo, se encuentran entre 3 y 19. Esto denota aún más el estado de degradación de ambas coberturas evaluadas, a causa de la temporada de incendios forestales, 2016-2017.

Lo anterior tiene graves repercusiones, debido a que el follaje es de vital importancia para muchos procesos fisiológicos en las plantas, como la fotosíntesis, el intercambio gaseoso, y el

crecimiento, además de su función de nodriza para la nueva vegetación que se establece bajo dosel (Arias, Calvo, & Dohrenbusch, 2007).

Por otra parte, para el GndCover, aunque el promedio para el bosque fue de $0,01 \pm 0,02$ y para el matorral de $0,00013 \pm 0,00006$ (Figura 13, Anexo 7); no existe diferencia estadísticamente significativa debido a la gran variabilidad, en cuanto este índice, tanto en la cobertura de bosque, como en el matorral, además corresponden a valores muy bajos, demostrando así la susceptibilidad a fenómenos de erosión, ya sea hídrica o eólica, lixiviación de nutrientes, pérdida del banco de semillas, entre otros (Benito, Varela, & Rodríguez, 2014).

Es así como, los efectos de la temporada de incendios forestales 2016-2017 en el dosel del bosque y matorral, específicamente cuantificados en los índices GSF, LAI y GndCover muestran un cambio drástico de la condición pre-incendio a post-incendio.

Así en el bosque, se dio un aumento del 225 % en la radiación total que podría atravesar el dosel, al pasar de un GSF de $0,28 \pm 0,02$ a $0,91 \pm 0,01$; mientras que el matorral sufrió un aumento del 20,77 % en la radiación potencial total, pues el valor para el GSF pasó de $0,77 \pm 0,16$ a $0,93 \pm 0,04$ (Figura 10).

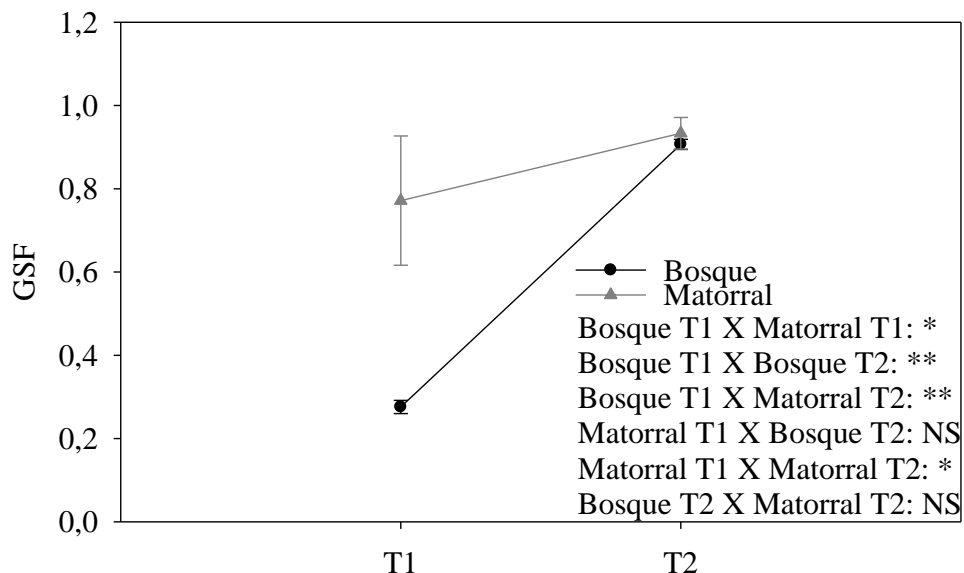


Figura 10. Factor global de sitio para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2). Donde *: significativo a $P \leq 0,05$; **: significativo a $P \leq 0,01$ y NS: sin diferencia estadísticamente significativa.

Bellingham, Tanner, Rich, & Goodland (1996) indican que después de una catástrofe, en su caso huracanes, y en el caso de este estudio, incendios forestales, resulta en un aumento de la radiación potencial total (GSF) bajo el dosel, concordando así los anteriores resultados. Otros autores como **Blackhall et al. (2015)** indican que la proporción de radiación directa es mayor en los sitios quemados en comparación a sitios no quemados.

Si se tiene en cuenta que la radiación potencial total (GSF) óptima, para la supervivencia de la mayoría de las especies vegetales, se encuentra entre un 0,15 y un 0,40; es claro el panorama desalentador contra el cual se tendrá que enfrentar la nueva vegetación que se pueda establecer (**Gómez, Valladares, & Puerta, 2004; Valladares, 2006; Valladares & Guzmán, 2006**).

Por otra parte, para el LAI se notó un considerable descenso en ambas coberturas, el bosque pasó de $1,68 \pm 0,20$ a $0,17 \pm 0,03$; y el matorral pasó de $0,54 \pm 0,29$ a $0,21 \pm 0,09$ (Figura 11).

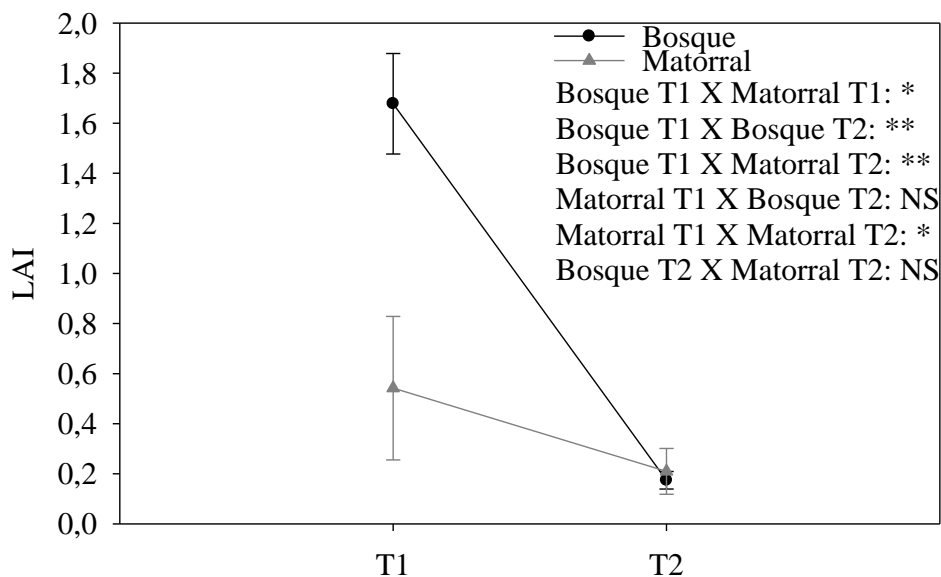


Figura 11. Índice de área foliar para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2). Donde *: significativo a $P \leq 0,05$; **: significativo a $P \leq 0,01$ y NS: sin diferencia estadísticamente significativa.

Reduciéndose el follaje en un 100 %, tanto en el bosque como en el matorral, es decir la diferencia registrada en el LAI para ambas coberturas, de la condición pre a post-incendio, corresponde al follaje y no a los fustes y demás tejido leñoso (Figura 12).

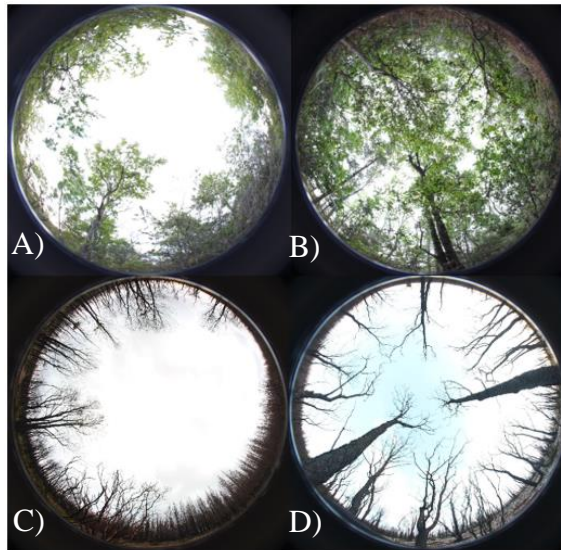


Figura 12. Fotografías hemisféricas del (A) matorral y (B) bosque pre-incendio y fotografías hemisféricas del (C) matorral y (D) bosque post-incendio.

Estos resultados son similares a los obtenidos por **Ruano, Pérez, & Llovería (2016)**, dichos autores determinaron que para bosques y matorrales mediterráneos, afectados por incendios forestales, el LAI no era mayor a 0,30; a escasos meses de ocurrido el incendio.

Así mismo para el GndCover también se registró una caída en el valor de ambas coberturas; el bosque pasó de cubrir un $0,58 \pm 0,09$ del suelo a cubrir solo el $0,01 \pm 0,02$ del mismo, por su parte el matorral pasó de cubrir el $0,00033 \pm 0,00017$ a cubrir solo el $0,00013 \pm 0,00006$ (Figura 13).

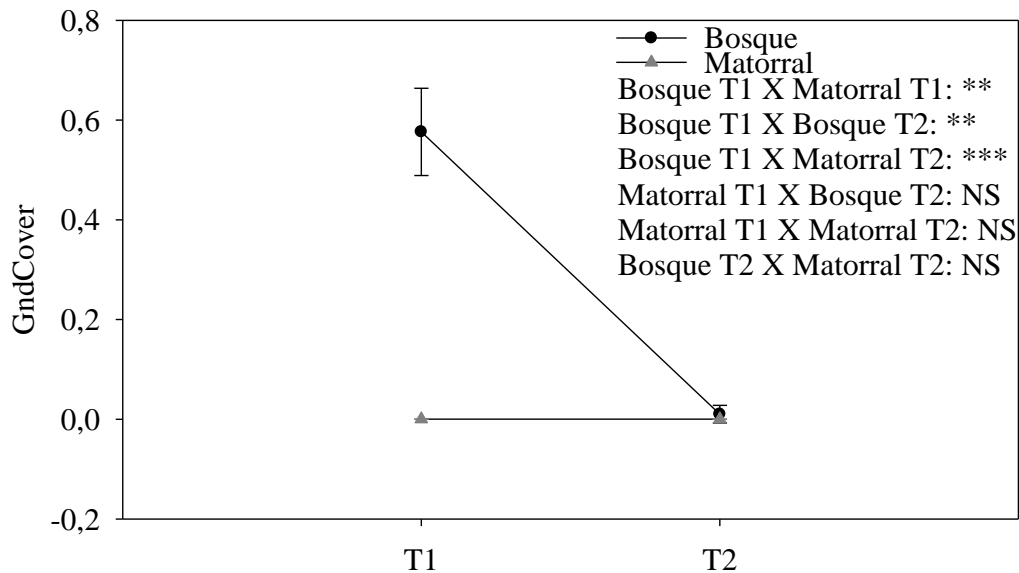


Figura 13. Índice de cobertura de suelo para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2). Donde **: significativo a $P \leq 0,01$; ***: significativo a $P \leq 0,001$ y NS: sin diferencia estadísticamente significativa.

Es así como, la comparación por condición y cobertura, para el GSF, indica que el incendio tuvo un efecto drástico de degradación en la estructura del dosel de ambas coberturas, si se tiene que es lógico que las comparaciones Bosque T1 X Bosque T2, Bosque T1 X Matorral T2, y Matorral T1 X Matorral T2, sean estadísticamente distintos (Figura 10).

Por otra parte, no se puede decir que la diferencia estadísticamente significativa, en la comparación Bosque T1 X Matorral T1 (Figura 10), fuera un resultado esperable, más, sin embargo, hace referencia a que uno de los dos doseles evaluados era mucho más complejo y denso, en este caso el dosel del bosque.

El que las comparaciones Matorral T1 X Bosque T2 y Bosque T2 X Matorral T2 no registraran diferencia estadísticamente significativa (Figura 10), demuestra la pérdida de complejidad y densidad del dosel del bosque, así mismo también indican que después del incendio ambos doseles son igual de complejos e igualmente estructurados.

Para el LAI se registró el mismo resultado que para el GSF. En cuanto al GndCover se obtuvo prácticamente el mismo resultado, excepto en la comparación de Matorral T1 X Matorral T2, los cuales no son estadísticamente distintos.

4.2 Variables químicas del suelo, para ambas condiciones y coberturas

En el caso del pH los valores pre y post-incendio, para los suelos de ambas coberturas, se encuentran en un rango similar, así para el suelo del bosque el valor pre-incendio era de 5,26 y su valor post-incendio de $5,19 \pm 0,13$. Por otra parte para el suelo del matorral el valor pre-incendio era de 5,17; mientras que su valor post-incendio corresponde a $5,35 \pm 0,18$ (Figura 14).

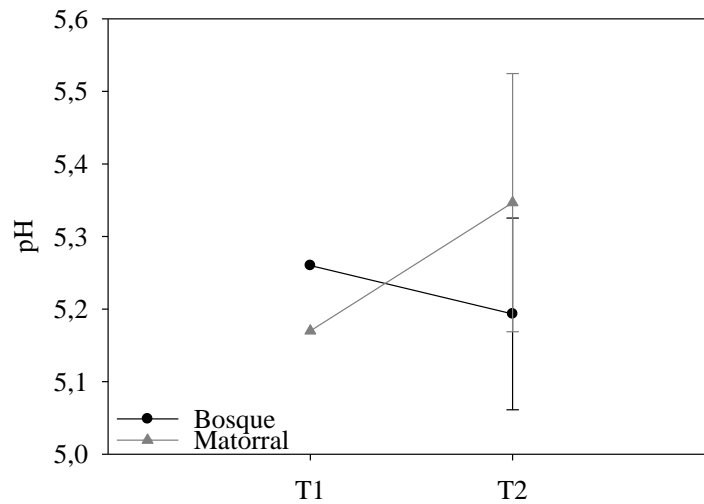


Figura 14. pH para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).

Los efectos de los incendios sobre las propiedades químicas del suelo dependen de múltiples factores, como por ejemplo la intensidad, temperaturas alcanzadas, duración del evento, biomasa disponible, pendiente, vegetación, entre otros, obteniéndose así diferentes comportamientos y resultados entre diferentes suelos afectados por incendios forestales, e inclusive dentro de un mismo suelo (Úbeda, 2000; Mataix-Solera & Guerrero, 2007; CONAF, 2017).

Sin embargo, hay algunas propiedades químicas que pueden mostrar una tendencia después de un incendio, así por ejemplo para el pH, autores como Kutiel et al. (1990); González, Fernández, & Gimeno (1992); Ulery, Graham, & Amrhein (1993); Ulery, Graham, Chadwick, & Wood (1995) y Mataix-Solera & Guerrero (2007) señalan que este tiende al aumento debido al aporte de carbonatos, óxidos y cationes básicos provenientes de las cenizas,

los cuales presentan reacción básica cuando hidrolizan, y por consiguiente se incrementa el pH **(Cuesta & Giraldo, 2013)**.

A pesar de que múltiples autores han demostrado que el pH, generalmente tiende al aumento, después de un incendio, en el caso de este estudio no fue así para la cobertura de bosque, y en el caso del matorral, el ligero aumento percibido podría deberse más bien a la variabilidad a causa del análisis y no tanto a los efectos del incendio.

Por otra parte, también se ha demostrado que los aumentos del pH suelen ser efímeros **(Viro, 1974; Khanna & Raison, 1986; Etiegni & Campbell, 1991; Celis, Jordán, & Martínez, 2013)** es decir, se da un aumento significativo durante las primeras semanas después del incendio, para posteriormente decrecer a causa de los efectos de la erosión eólica, además del lavado y arrastre de cationes por las lluvias, por lo que a los incrementos iniciales de pH tras el fuego, pueden seguir fuertes descensos que logran alcanzar valores similares e inclusive inferiores a los registrados antes del incendio **(De las Heras et al., 1991; Cuesta & Giraldo, 2013)**.

Esto podría explicar los niveles de pH tan similares entre las dos condiciones y para ambas coberturas, ya que en la comuna de Constitución, y en la Región del Maule en general, las precipitaciones se concentran en los meses de mayo a septiembre **(CONAF, 1999; DMC, 2001)**, si se tiene en cuenta que el incendio fue controlado el 10 de febrero del 2017 y las muestras post-incendio se colectaron el 3 de agosto, justo coincide con el periodo de precipitaciones que pudieron dar origen al lavado de ceniza y a la disminución del pH hasta niveles similares pre-incendio para ambas coberturas.

Este argumento toma mayor validez al observar la figura 21, donde los suelos apenas unos días posteriores al incendio se encontraban cubiertos por una gran cantidad de cenizas, mientras que seis meses después del incendio la cubierta de cenizas había desaparecido en gran porcentaje, por lo que, si se hubieran tomado muestras de suelo durante escasos días después del incendio, posiblemente el pH hubiese resultado en valores mucho más básicos debido al aporte de las cenizas. **Mataix-Solera & Guerrero (2007)** y **Bodí et al. (2012)** respaldan este argumento,

pues estos autores mencionan que el tiempo de recuperación del pH inicial es variado y se considera que es aproximado al tiempo que las cenizas permanezcan en el suelo.

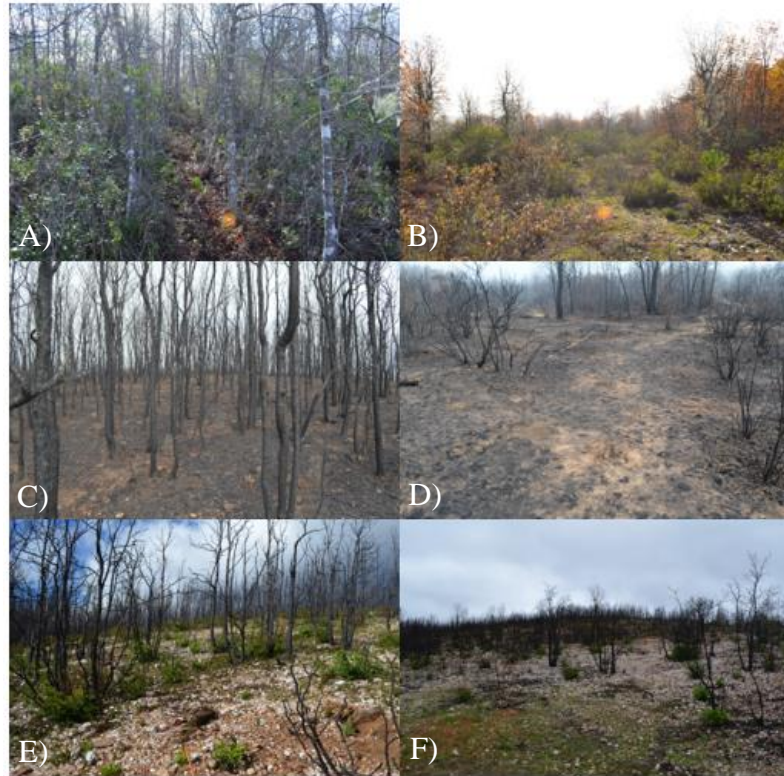


Figura 15. Fotografías del (A) bosque y (B) matorral pre-incendio, (C) bosque y (D) matorral cinco días después del incendio y (E) bosque y (F) matorral seis meses después del incendio forestal (**Fuente Fotografías propias**).

Es importante mencionar que los niveles de pH actuales podrían afectar la disponibilidad de nutrientes para la vegetación que se pueda regenerar, si se tiene en cuenta que el pH óptimo se encuentran entre 6,5 y 8; además que sigue existiendo el riesgo de que los valores para esta variable sigan disminuyendo en los suelos de ambas coberturas (**Cuesta & Giraldo, 2013**).

En cuanto a la MO, en la cobertura de bosque se observó un descenso de 6,44 a $4,91 \pm 0,53$ %, mientras para el matorral se notó un ligero aumento de 2,62 a $3,12 \pm 1,03$ % (Figura 16).

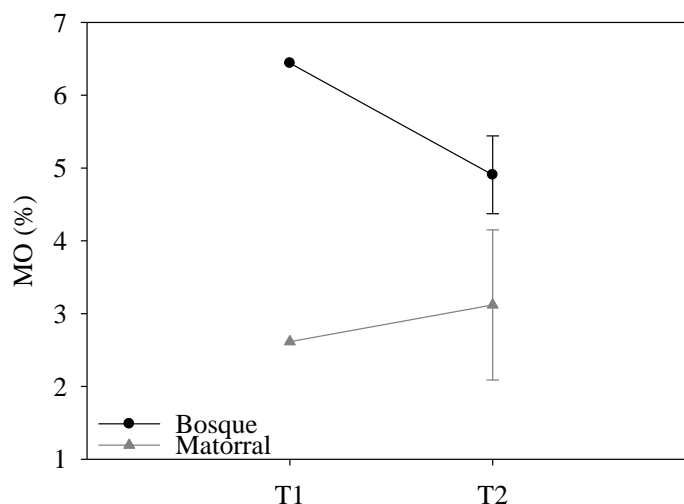


Figura 16. Materia orgánica para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).

Esta reducción de la MO orgánica en la cobertura de bosque y aumento en el matorral hace pensar que el incendio tuvo mayor severidad e intensidad en el bosque que en el matorral, posiblemente debido a diferencias en la carga de combustibles entre las coberturas. **De las Heras et al. (1991)**, **Mataix-Solera et al. (2002)** y **Cuesta & Giraldo (2013)** indican que en incendios de menor intensidad puede haber incrementos de materia orgánica, por otra parte, a intensidades elevadas la cantidad de materia orgánica de la superficie del suelo tiende al descenso.

Por otra parte, se debe tener en cuenta que esta reducción de MO en el suelo del bosque puede traer consecuencias en la fertilidad, ya que la reducción en los contenidos de MO se traduce en un descenso de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) en proporción casi directa a dicha reducción (**Carballas, 1993**).

Es así como, parte de los cationes liberados no podrán ser retenidos, siendo más fácilmente lixiviados hacia estratos más profundos en el perfil del suelo o arrastrados sobre el suelo descubierto a causa de las precipitaciones y escorrentía. El resultado final será una depauperación del suelo ya que, aunque existan más nutrientes, se habrá disminuido la capacidad de mantener las reservas de los mismos. En fuegos de menor intensidad, el cual parece el caso de la cobertura del matorral, estos cationes son retenidos por el complejo absorbente, al

no haberse visto afectada negativamente la MO, pudiendo aumentarse así la fertilidad del suelo (Ibáñez, Lobo, Almendros, & Polo, 1983; Mataix-Solera & Guerrero, 2007).

Para el N_d , en ambas coberturas, se dio un aumento marcado, de la condición pre a post-incendio. En el caso del bosque de 19,50 a $75,30 \pm 8,85$ mg/kg, por otra parte, en el matorral se pasó de 24,43 a $53,70 \pm 2,63$ mg/kg (Figura 17). Es importante mencionar que el N_d corresponde al nitrógeno inorgánico, esta variable está conformada por la cuantificación de nitratos ($N-NO_3$) y amonio (NH_4^+) (Anexo 8 y 9).

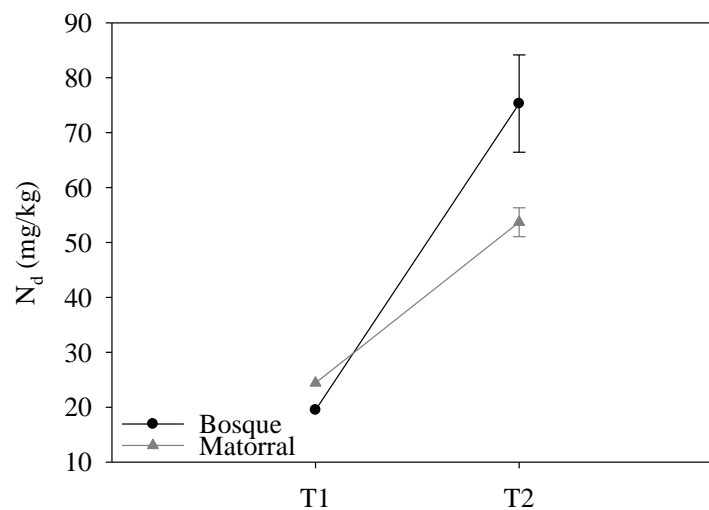


Figura 17. Nitrógeno disponible para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).

El incremento del nitrógeno disponible después de un incendio forestal suele ser mayor fundamentalmente en los suelos más afectados, coincidiendo así el mayor aumento del N_d en el suelo del bosque, que en el matorral, ratificando lo que antes se dedujo de la MO, que el fuego fue más intenso en el bosque que en el matorral (González et al., 1992; Mataix-Solera & Guerrero, 2007).

Parece ser una tendencia el hecho del aumento del N inorgánico (Smithwick, Turner, Mack, & Chapin, 2005; Turner, Smithwick, Metzger, Tinker, & Romme, 2007; Boerner, Huang, & Hart, 2009; Celis et al., 2013), después de un incendio forestal; esto puede explicarse pues a pesar que el amonio y el nitrato son susceptibles de ser volatilizados a temperaturas cercanas a los 200 °C, esto no sucede ya que a esta temperatura ya se han iniciado los procesos de degradación de compuestos orgánicos de la vegetación, de la materia orgánica del suelo, de los

microorganismos, etc., y la liberación desde complejos minerales del suelo, en los que previamente el N era inaccesible (**Smithwick et al., 2005; Rivas et al., 2012; Celis et al., 2013**), por tanto no son extraños los aumentos en los niveles de N inorgánico, debido a la gran cantidad que es susceptible de ser mineralizado por efecto del fuego (**Mataix-Solera & Guerrero, 2007**). Esta mejora de la nitrificación, ocurre especialmente en los suelos ácidos (**Celis et al., 2013**).

Este aumento de N_d resulta favorable para el proceso de regeneración y reclutamiento de nuevos individuos arbóreos y arbustivos ya que este macroelemento constituye uno de los cuales las plantas precisan en mayor cantidad y sin el cual no podrían sobrevivir ya que es fundamental para el proceso de fotosíntesis, por lo que es crucial que se forme una nueva cubierta vegetal para que así este aumento de N_d sea aprovechado y no se pierda por lixiviación o erosión (**Rodríguez & Florez, 2004**).

En el caso de la S_b , P_o y K_d , el comportamiento en ambas coberturas, tras el paso del incendio, fue contrario, excepto en el P_o donde, tanto el bosque como el matorral, experimentaron decrecimiento.

Así para el S_b , el bosque pasó de 1,80 a $1,18 \pm 0,19$ cmol/kg, mientras que en el matorral se dio un ligero aumento de 0,79 a $0,91 \pm 0,36$ cmol/kg (Figura 18).

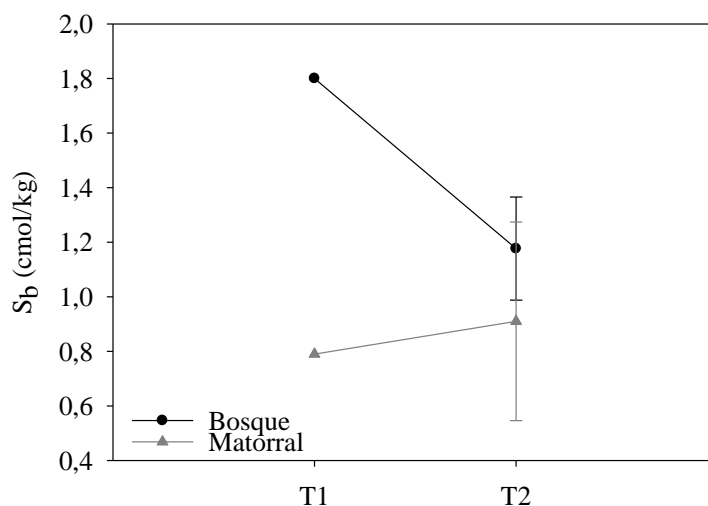


Figura 18. Suma de bases para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).

Es importante mencionar que la S_b está conformada por K, Ca, Mg y Na (Anexo 10, 11, 12 y 13, respectivamente) en su forma intercambiable en donde para ambas coberturas y ambas condiciones el mayor aporte lo hace el Ca seguido del Mg, luego el K y por último el Na (Cuadro 1).

Cuadro 1. Aporte, en cmol/kg, de cada una de las bases intercambiables, al total de la suma.

	Bosque (T1)	Matorral (T1)	Bosque (T2)	Matorral (T2)
K_i	0,26	0,09	$0,22 \pm 0,02$	$0,14 \pm 0,04$
Ca_i	1,04	0,48	$0,60 \pm 0,11$	$0,46 \pm 0,26$
Mg_i	0,44	0,19	$0,33 \pm 0,07$	$0,29 \pm 0,09$
Na_i	0,06	0,03	$0,03 \pm 0,02$	$0,02 \pm 0,01$
S_b	1,80	0,79	$1,18 \pm 0,19$	$0,91 \pm 0,36$

*T1: Pre-incendio y T2: Post-incendio

Como consecuencia de la combustión de la vegetación y de la hojarasca, se liberan nutrientes que estaban inmovilizados en ellas (Mataix-Solera, 1997). Así, nutrientes como el Ca y el K pueden ser devueltos por las cenizas (Mataix-Solera et al., 1999), sin embargo, no sucedió así en el suelo de la cobertura de bosque en donde se notó un descenso en los niveles de las cuatro bases intercambiables siendo este descenso más marcado en el Ca_i y el Mg_i . Por el contrario, en el matorral se notó un aumento en los niveles de K_i y Mg_i .

Este descenso en la fertilidad en el suelo del bosque y aumento de la misma en el suelo del matorral, reflejan de nuevo los efectos de la MO ya que en el bosque se redujeron los niveles de esta, reduciéndose también la CIC y con ella la capacidad de retener nutrientes en el suelo, por su parte en el matorral al aumentarse los niveles de MO se favoreció el CIC y, probablemente debido a eso, se puede notar un aumento en los niveles de K_i y Mg_i y por ende de la S_b (Carballas, 1993).

Vega et al. (2000) señalan que los aumentos de K, Mg y Ca intercambiable parecen estar íntimamente relacionados con la severidad e intensidad de los incendios, así después de incendios menos severos e intensos se suelen encontrar aumentos de bases intercambiables, no así en suelos afectados por incendios de mayor severidad e intensidad (Stark, 1977; Kabata & Pendias, 1984; Iglesias et al., 1995).

En cuanto al P_o , el suelo del bosque pasó de 4,00 a $3,87 \pm 0,31$ mg/kg, por otra parte, en el matorral el valor para esta variable decreció de 4,58 a $4,17 \pm 0,91$ mg/kg (Figura 19).

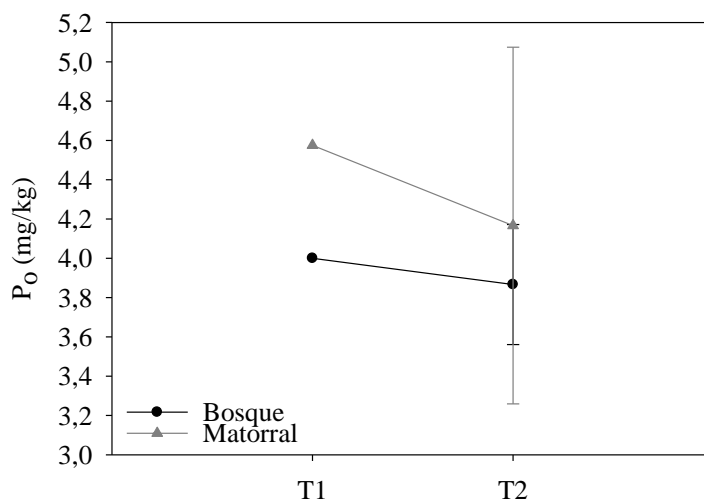


Figura 19. Fósforo de Olsen para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).

El descenso de los niveles de P_o , en el suelo de ambas coberturas, parece estar atribuido más bien a la variabilidad del análisis, debido a la magnitud del descenso, tanto en el bosque como en el matorral; en todo caso Soto, Benito, Pérez, Basanta, & Díaz (1991) y Saa, Trasar, & Carballas (1998) apuntan la posibilidad de pérdida de P a la escorrentía y erosión post-fuego.

Por su parte, para el K_d , el suelo del bosque experimentó un decrecimiento de 17,90 mg/kg, al pasar de 101,80 a $83,90 \pm 9,64$ mg/kg, en el matorral, por el contrario, se dio un aumento de 35,48 a $53,57 \pm 14,05$ mg/kg (Figura 20).

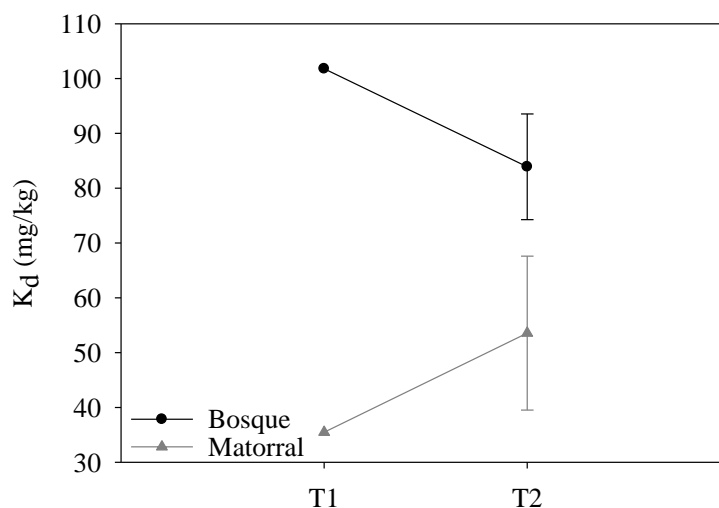


Figura 20. Potasio disponible para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).

Un intervalo de 120 a 240 mg/kg de este elemento, es aceptable para un amplio rango de suelos. Teniendo en cuenta esto, tanto el bosque como el matorral presentan bajos niveles de este macronutriente, ya sea en la condición pre-incendio como en la condición post-incendio (**Mataix-Solera, 1999**).

A pesar de lo anterior el aumento de los niveles de K en el matorral, después del incendio, puede deberse a que este elemento es abundante en los tejidos vegetales, y como se cuantificó un incremento en los porcentajes de MO en esta cobertura, también es lógico que los niveles de K incrementen, lo que también explica la disminución de dicho elemento en el suelo del bosque. Por otra parte, el K es un elemento esencial en la fisiología de las plantas, es el catión más importante debido a su gran contenido en los tejidos, y a sus funciones fisiológicas y bioquímicas, por lo que, si ambos suelos en las dos coberturas presenten bajos niveles de este macronutriente, resulta perjudicial desde el punto de vista de la regeneración natural de la vegetación (**Canadell & Fontanillas, 1987**).

Es importante mencionar que el K es un catión fácilmente lixiviable, por lo que la evolución en el tiempo de este macronutriente es la lógica esperada; disminución debido a las precipitaciones (Mataix-Solera, 1999).

Por lo tanto resulta de gran importancia el hecho de que se recupere rápido la cubierta vegetal (Hernández, Garcia, & Reinhardt, 1997) para evitar así mayor reducción en la fertilidad, mayor acidificación de los suelos, además que se recupere el estatus nutritivo, al haber una cobertura vegetal capaz de absorber los nutrientes disponibles en el suelo mineral, reduciendo así las pérdidas por lavado y erosión (Celis et al., 2013).

4.3 Diversidad y abundancia de especies arbóreas y arbustivas, para el bosque y matorral pre-incendio

En el bosque, la densidad de individuos de especies arbóreas fue de 9 642 individuos ha⁻¹, de los cuales el 98 % estaba representado por *N. glauca*. Por su parte para el matorral, la densidad de individuos de especies arbóreas, era de 697 individuos ha⁻¹, en donde *N. glauca* representaba el 65 %, seguido de *Luma apiculata* ((DC.) Burret) con un 30 % y *Cryptocarya alba* ((Molina) Looser) con un 2 %; es importante resaltar que en esta cobertura se encontraron dos especies que en el bosque no había, estas eran *Kageneckia oblonga* (Ruiz & Pav.) y *L. apiculata*, por otra parte en el bosque se hallaban dos especies que en el matorral no se encontraron, estas fueron *Lithraea caustica* ((Molina) Hook. & Arn.) y *Lomatia dentata* ((Ruiz & Pav.) R. Br.)

Para las especies arbustivas, en el bosque, existía una densidad de 2 056 individuos ha⁻¹, de los cuales el 64 % correspondía a *Azara integrifolia* (Ruiz & Pav.), un 12 % lo constituía *Ugni molinae* (Turcz.), un 10 % *Aristotelia chilensis* ((Molina) Stuntz), y *Escallonia pulverulenta* ((Ruiz & Pav.) Pers.) junto con *Baccharis rhomboidalis* (J.Rémy) un 7 % cada una.

Para la condición de matorral, la densidad de especies arbustivas era ligeramente superior a la cobertura de bosque, con 2 304 individuos ha⁻¹, además la proporción estaba mejor distribuida, en donde *E. pulverulenta* representaba un 30 %, *A. integrifolia* un 27 %; *B. rhomboidalis* un 18 %, *Gochnatia foliolosa* ((D. Don) Cabrera) un 16 %, *U. molinae* un 5 %, *A. chilensis* un 3 % y *Rosa moschata* (Mill.) con un 1 %. Además, para esta cobertura se encontró mayor diversidad de

especies arbustivas ya que ni *G. foliolosa* ni *R. moschata* se encontraron en la cobertura de bosque (Figura 21).

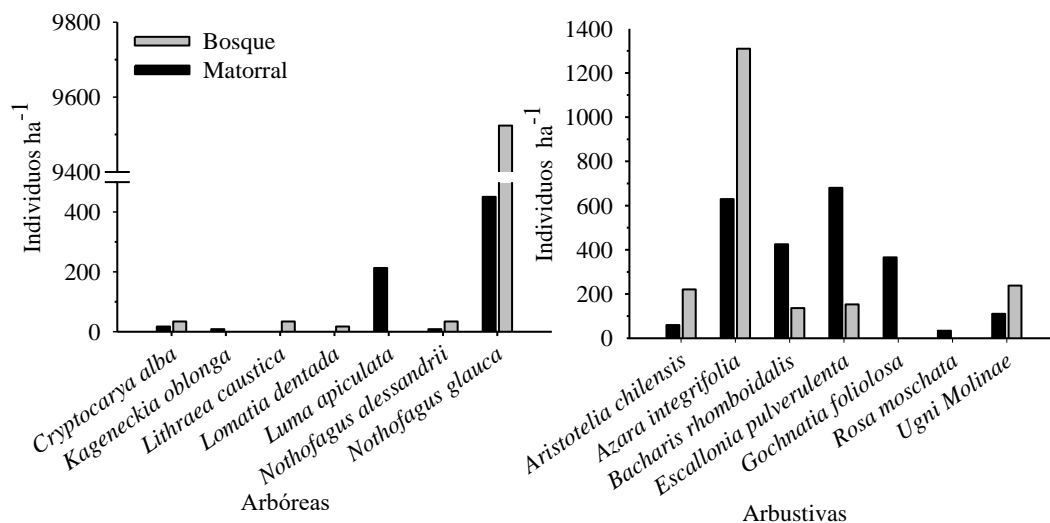


Figura 21. Densidad de individuos por hectárea de especies arbóreas y arbustivas para el bosque y matorral pre-incendio.

4.4 Diversidad y abundancia de especies arbóreas y arbustivas, para el bosque y matorral post-incendio

Ocho meses después del incendio, del total de especies arbóreas registradas en la condición pre-incendio, sólo *N. glauca* presenta regeneración natural, por medio de rebrotes, principalmente en la base de los árboles sobrevivientes (Figura 22), con 561 individuos ha⁻¹ en el bosque y 34 individuos ha⁻¹ en el matorral (Figura 23).



Figura 22. A) vista, desde un vértice de la parcela 46, de la rebotación de Hualo y (B) rebrote de Hualo en la base de un individuo calcinado, (**Fuente Fotografías propias**)

En cuanto a las especies arbustivas no se encontró regeneración, tanto en el bosque como en el matorral (Figura 23).

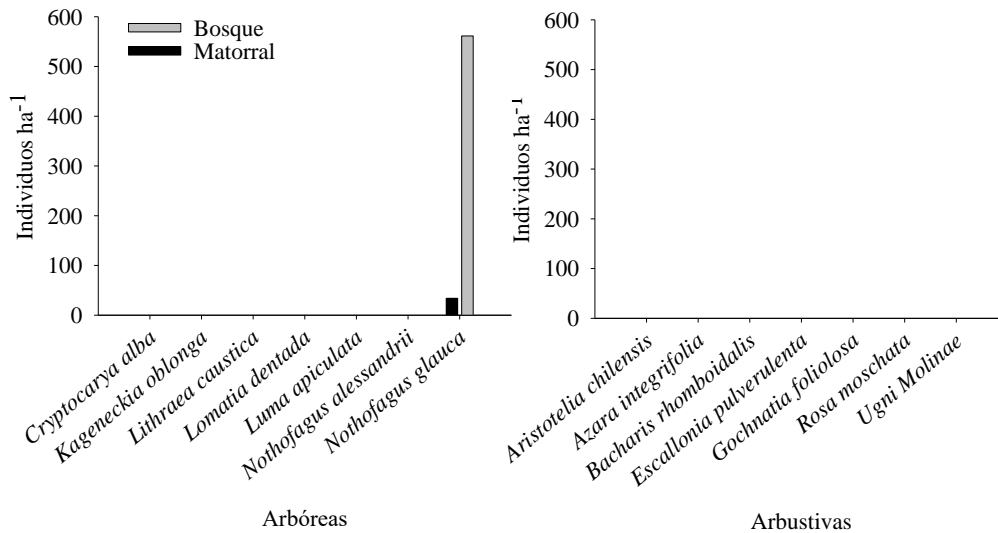


Figura 23. Densidad de individuos por hectárea de especies arbóreas y arbustivas para el bosque y matorral post-incendio.

Si bien es cierto, no se puede emitir un criterio definitivo, a ocho meses de ocurrido el incendio, en cuanto a la degradación y pérdida de diversidad y abundancia de especies arbóreas y arbustivas, tanto para el bosque como para el matorral, ya que se ha documentado, para ecosistemas nativos de la zona central de Chile, que inclusive después de periodos de treinta

años, los efectos de los incendios aún persisten (**Verzino et al., 2005**), en este sentido la alteración en la estructura de la vegetación se manifiesta evidentemente en una escala de mucho mayor tiempo (**Castillo, 2006**).

No obstante si se comparan los resultados obtenidos con los publicados por **Quintanilla (2000)** el cual indica que para especies como *L. caustica* se han encontrado rebrotes a partir de lignotuber aproximadamente a los 45 días de generado el incendio, otra especie arbórea con una relativa rápida regeneración corresponde a *C. alba*, para el género *Baccharis* se ha demostrado una mayor capacidad de recuperación y colonización, inclusive un año después de los incendios, se puede notar que el sitio de estudio presenta un panorama complicado.

Por otra parte, este mismo autor también indica que hay especies nativas que tienden a disminuir su densidad, como es el caso de *N. glauca*, mientras otras preferentemente introducidas, pueden colonizar los sitios afectados (**Quintanilla, 2000**).

El hecho que no se encontrara regeneración para las especies arbustivas es un resultado que concuerda con lo documentado por **Verzino et al. (2005)**, los cuales mencionan que la riqueza de especies arbustivas es menor en ecosistemas incendiados recientemente porque algunas especies arbustivas más delicadas son destruidas totalmente por el fuego y tardan periodos de años en reinstalarse.

Por su parte **Castillo, Garfias, Julio, & González (2012)** llevaron a cabo el estudio de los efectos de la temporada de incendios 2006-2007 sobre la vegetación nativa de un bosque de 225 ha en la Región del Maule, encontrando una escasa regeneración, en donde en los sitios incendiados solo se encontraron individuos de *N. glauca*, mientras que para los sitios que no habían sido afectados por el fuego, se encontraron especies como *N. glauca*, *L. apiculata*, *Azara petiolaris* ((D.Don) I.M. Johnst.), *L. caustica*, *Sophora macrocarpa* (Sm.), *Podocarpus salignus* (D.Don) y *Gaultheria phyllyreifolia* ((Pers.) Sleumer).

Lo anterior hace referencia a lo que múltiples autores como **Nasi, Dennis, Meijaard, Applegate, & Moore (2002)**; **Verzino et al. (2005)**; **Castillo et al. (2012)**; **Gallegos, González, Cabrera, Marcelli, & Hernández (2014)** y **Blackhall et al. (2015)**, mencionan, que en bosques que no están adaptados al fuego, como es el caso del tipo forestal Roble-Hualo, éste causa graves

consecuencias obstaculizando así la recuperación de las especies originales, resultando en una pérdida importante de especies, cambios en la estructura y composición florística y en la capacidad de sustento del sistema natural. Es así como los incendios son responsables de cambios sustanciales en la composición florística y en la fisionomía del paisaje.

5. Conclusiones y recomendaciones

5.1 Conclusiones

- El incendio tuvo graves repercusiones sobre los doseles de ambas coberturas, provocando la pérdida de densidad y complejidad de los mismos, resultando en aumento de la radiación potencial total, reducción del área foliar y de la cobertura del suelo, tanto en el matorral como en el bosque.
- A seis meses después del incendio, el pH no es diferente de la condición pre-incendio, tanto en el suelo del matorral como en el del bosque, por otra parte en el suelo de esta última cobertura se observó un descenso en el porcentaje de MO, al contrario del matorral; el N_d sufrió un considerable aumento después del incendio, en ambas coberturas, la suma de bases fue mayor en la condición post-incendio para el matorral, no así en el bosque, el mismo comportamiento se obtuvo para el K_d , mientras que en el P_o se dio un descenso en ambas coberturas de la condición pre a post-incendio.
- Ocho meses después del incendio se encuentra escasa regeneración de *N. glauca*, tanto en el matorral como en el bosque, del resto de especies arbóreas y arbustivas no se registró regeneración natural, lo que indica una grave pérdida de diversidad y abundancia, y una depauperación de la composición del ecosistema del tipo Forestal Roble-Hualo estudiado.

5.2 Recomendaciones

- Debido a la gravedad de los efectos del incendio, sobre el sitio de estudio, se recomienda seguir las evaluaciones en el tiempo.
- El uso de un sensor de radiación PAR en conjunto con el uso de fotografías hemisféricas, podría ser una herramienta muy útil para obtener una medida exacta de la radiación bajo dosel.
- Algunas técnicas de restauración podrían ser recomendables para la recuperación del sitio, por ejemplo, establecer medidas de conservación de suelo con el fin reducir los efectos de la erosión y lixiviación de nutrientes, enmiendas de pH, enriquecimiento con especies pre-incendio, control de vegetación exótica invasora, etc.

6. Referencias bibliográficas

- Abella, S. R., & Engel, E. (2013). Influences of wildfires on organic carbon, total nitrogen, and other properties of desert soils. *Soil Science Society of America Journal*, 77(5), 1806-1817.
- Acevedo, M. (2017). *Técnicas silvícolas de establecimiento para Nothofagus glauca en bosques alterados del Tipo Forestal Roble-Hualo en la Cordillera de la Costa*. (Informe Núm: 006/2015). Concepción: Chile.
- Albers, C. (2012): Coberturas SIG para la enseñanza de la Geografía en Chile. www.rulamahue.cl/mapoteca. Universidad de La Frontera. Temuco
- Arias, D., Calvo, J., & Dohrenbusch, A. (2007). Calibration of LAI-2000 to estimate leaf area index (LAI) and assessment of its relationship with stand productivity in six native and introduced tree species in Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 247(1), 185-193.
- Armesto, J. J., Smith-Ramírez, C., Carmona, M. R., Celis-Diez, J. L., Díaz, I. A., Gaxiola, A., . . . Rozzi, R. (2009). Old-growth temperate rainforests of South America: conservation, plant–animal interactions, and baseline biogeochemical processes *Old-growth forests* (pp. 367-390): Springer.
- Ávila, G., Aljaro, M., & Silva, B. (1981). *Observaciones en el estrato herbáceo del matorral después del fuego*. Paper presented at the Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso (Chile).
- Barnes, B.B., Zak, D.R., Denton, S.R. & Spurr, S.H. (1998). *Forest Ecology*. Jhon Wiley & Sons Inc., New York.
- Bellingham, P., Tanner, E., Rich, P. M., & Goodland, T. (1996). Changes in light below the canopy of a Jamaican montane rainforest after a hurricane. *Journal of Tropical Ecology*, 12(5), 699-722.
- Benito, E., Varela, M., & Rodríguez-Alleres, M. (2014). Efectos de los incendios forestales en la erosionabilidad de los suelos en Galicia. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 40(2).

- Blackhall, M., Raffaele, E., & Veblen, T. T. (2015). Efectos combinados del fuego y el ganado en matorrales y bosques del noroeste patagónico. *Ecología austral*, 25(1), 1-10.
- Bodí, M. B., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., & Doerr, S. H. (2012). Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 58, 33-55.
- Boerner, R. E., Huang, J., & Hart, S. C. (2009). Impacts of Fire and Fire Surrogate treatments on forest soil properties: a meta-analytical approach. *Ecological Applications*, 19(2), 338-358.
- Bran, D. E., Cecchi, G. A., Gaitán, J. J., Ayesa, J. A., & López, C. R. (2007). Efecto de la severidad de quemado sobre la regeneración de la vegetación en el Monte Austral. *Ecología austral*, 17(1), 123-131.
- Bustamante, R. O., & Castor, C. (1998). The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruiñ (Nothofagus alessandrii) forest in central Chile. *Biodiversity & Conservation*, 7(12), 1607-1626.
- Bustamante, R. O., Simonetti, J. A., Grez, A. A., & San Martín, J. (2005). Fragmentación y dinámica de regeneración del bosque maulino: diagnóstico actual y perspectivas futuras. *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*, 555-564.
- Canadell, J., & Fontanillas, I. (1987). Els efectes del foc sobre el sol i els nutrients de l'ecosistema. *Quaderns d'Ecologia Aplicada*, 10, 145-156.
- Carballas, T. (1993). Effects of fires on soil quality. Biochemical aspects. Project: Fire influence on organic matter evolution and N and P mobilization in forest soils. *Management for soil reclamation. Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC)*. 249-261.
- Castillo, M. (2006). El cambio del paisaje vegetal afectado por incendios en la Zona Mediterránea Costera de la V Región. *Santiago: Tesis Magíster Geografía. Universidad de Chile*.
- Castillo, M., Garfias, R., Julio, G., & González, L. (2012). Análisis de grandes incendios forestales en la vegetación nativa de Chile. *Interciencia*, 37(11).

- Castillo, M., Garfias, R., Alvear, G. J. & Correa, L. (2013). Incendios Forestales en Chile. Análisis general de riesgos. Recuperado de <http://infor.forestaluchile.cl/wp-content/uploads/2014/05/ID-37-2013-Analisis-comparativo-Portugal-Chile.pdf>
- Celis, R. d., Jordán López, A., & Martínez Zavala, L. M. (2013). Efectos del fuego en las propiedades biológicas, físicas y químicas del suelo. *Grandes incêndios florestais, erosão, degradação e medidas de recuperação dos solos.*, 145-160.
- Cuesta, J. R., & Giraldo, I. O. (2013). Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo. Estado del arte. *CUADERNO ACTIVA*(5), 59-67.
- CONAF. (1999). Plan de manejo Reserva Nacional Los Bellotos del Melado. Recuperado de http://www.conaf.cl/wp-content/files_mf/1382467885RNBellotosdemelado.pdf
- CONAF-CONAMA-BIRF, 1999. Catastro y Evaluación de Recursos Vegetacionales Nativos de Chile. Informe Nacional con Variables Ambientales. Corporación Nacional Forestal-Comisión Nacional del Medio Ambiente-Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento. Santiago. 90p
- Corporación Nacional Forestal (CONAF) 2017. Análisis de la Afectación y Severidad de los Incendios Forestales ocurridos en enero y febrero de 2017 sobre los usos de suelo y los ecosistemas naturales presentes entre las regiones de Coquimbo y Los Ríos de Chile. Informe Técnico. 56 p. Santiago, Chile.
- De las Heras, J., Martínez, J., & Herranz, J. (1991). Impacto ecológico de los incendios forestales. *Revista de estudios albacetenses*, 29, 105-117.
- Del Fierro, P., Pancel, L., Rivera, H., & Castillo, J. (1998). Experiencia silvicultural del bosque nativo de Chile. *Recopilación de antecedentes para*, 57.
- Demmig-Adams, B., & Adams Iii, W. (1992). Photoprotection and other responses of plants to high light stress. *Annual review of plant biology*, 43(1), 599-626.
- Donoso, C. (1981). Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. *Documento de trabajo*, 38, 70.
- Donoso Zegers, C. (1994). Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica, ecología forestal. *Santiago de Chile: Editorial universitaria*.

- DMC. (2001). Climatología Regional. Recuperado de http://164.77.222.61/climatologia/publicaciones/Climatologia_regional.pdf
- Etiegni, L., & Campbell, A. (1991). Physical and chemical characteristics of wood ash. *Bioresource technology*, 37(2), 173-178.
- Fernández, I., Morales, N., Olivares, L., Salvatierra, 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, Dirección de Extensión.
- Gajardo, R. (1994). La vegetación natural de Chile: clasificación y distribución geográfica.
- Gallegos Rodríguez, A., González Cueva, G. A., Gerardo Cabrera Orozco, R., Marcelli Sánchez, C., & Hernández Álvarez, E. (2014). Efecto de la recurrencia de incendios forestales en la diversidad arbórea. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 5(24), 110-125.
- Gimeno-García, E., Andreu, V., & Rubio, J. L. (2000). Changes in organic matter, nitrogen, phosphorus and cations in soil as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. *European Journal of Soil Science*, 51(2), 201-210.
- Giovannini, G., Lucchesi, S., & Giachetti, M. (1990). Beneficial and detrimental effects of heating on soil quality. *Fire in Ecosystem Dynamics*. SPB Academic Publishing, The Hague, 95-102.
- Gómez, J., Valladares, F., & Puerta-Piñero, C. (2004). Differences between structural and functional environmental heterogeneity caused by seed dispersal. *Functional Ecology*, 18(6), 787-792.
- González, J., Fernández, M., & Gimeno, G. (1992). Efectos de los incendios forestales sobre el suelo. *Suelo y Planta*, 2(1), 71-79.
- Gu, L., Baldocchi, D., Verma, S. B., Black, T., Vesala, T., Falge, E. M., & Dowty, P. R. (2002). Advantages of diffuse radiation for terrestrial ecosystem productivity. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 107(D6), 1-23.
- Haltenhoff, H. (2010). Los grandes incendios forestales en Chile 1985-2009. *Documento de trabajo*(539).

- Hernández, T., Garcia, C., & Reinhardt, I. (1997). Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 25(2), 109-116.
- Horn, H. S. (1971). *The adaptive geometry of trees* (Vol. 3): Princeton University Press.
- Horton, P., Ruban, A. V., & Walters, R. G. (1994). Regulation of Light Harvesting in Green Plants (Indication by Nonphotochemical Quenching of Chlorophyll Fluorescence). *Plant Physiology*, 106(2), 415.
- Ibáñez, J., Lobo, M., Almendros, G., & Polo, A. (1983). Impacto del fuego sobre algunos ecosistemas edáficos de clima mediterráneo continental en la zona centro de España. *Boletín de la Estación central de Ecología*, 24, 27-42.
- Iglesias, M.T., Cala, V., Fernández, M.C., González, J. (1995). Variación de los contenidos de macro y microelementos en suelos afectados por un incendio forestal. Comunicación personal.
- Infraestructura de Datos Geoespaciales-Chile. (2017). Ministerio de Bienes Nacionales, Descarga de capas. Recuperado de <http://www.ide.cl/descarga/capas.html>
- Jaksic, F. M., & Fariña, J. M. (2015). *Incendios, sucesión y restauración ecológica en contexto*. Paper presented at the Anales del Instituto de la Patagonia.
- Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (1984). Trace elements in soil and plants.
- Khanna, P., & Raison, R. (1986). Effect of fire intensity on solution chemistry of surface soil under a *Eucalyptus pauciflora* forest. *Soil Research*, 24(3), 423-434.
- Kitzberger, T., Raffaele, E., Heinemann, K., & Mazzarino, M. J. (2005). Effects of fire severity in a north Patagonian subalpine forest. *Journal of Vegetation Science*, 16(1), 5-12.
- Kundela, A. (2009). *Leaf Area Index estimation and radiation interception measurements in Chinese subtropical forests: assessment of methods in heterogeneous topography*. Master thesis. University of Zurich, Institute of Evolutionary Biology and Environmental Studies.
- Kutiel, P., & Naveh, Z. (1987a). The effect of fire on nutrients in a pine forest soil. *Plant and Soil*, 104(2), 269-274.

- Kutiel, P., & Naveh, Z. (1987b). Soil properties beneath *Pinus halepensis* and *Quercus calliprinos* trees on burned and unburned mixed forest on Mt. Carmel, Israel. *Forest Ecology and Management*, 20(1-2), 11-24.
- Kutiel, P., Naveh, Z., & Kutiel, H. (1990). The effect of a wildfire on soil nutrients and vegetation in an Aleppo pine forest on Mount Carmel, Israel. *Fire in ecosystem dynamics: Mediterranean and northern perspectives*, 85-94.
- Landsberg, J. (1997). *El fuego y los bosques: El fuego puede ser un buen criado o un mal amo*. Paper presented at the Actas del XI Congreso Forestal Mundial. Turquía.[en línea] www.fao.org/montes/foda/wforcong/PUBLI/PDF/VIS_T6.PDF.
- Lara, A., & Veblen, T. T. (1993). Forest plantations in Chile: a successful model. *Afforestation: policies, planning and progress*, 118-139.
- Le-Quesne, C., & Sandoval, L. (2001). Extensión del límite sur para *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser. *Gayana. Botánica*, 58(2), 139-142.
- Le Dantec, V., Dufrêne, E., & Saugier, B. (2000). Interannual and spatial variation in maximum leaf area index of temperate deciduous stands. *Forest Ecology and Management*, 134(1), 71-81.
- Lombao, A., Barreiro, A., Carballas, T., Fontúrbel, M., Martín, A., Vega, J., . . . Díaz-Raviña, M. (2015). Changes in soil properties after a wildfire in Fragas do Eume Natural Park (Galicia, NW Spain). *Catena*, 135, 409-418.
- Luciński, R., & Jackowski, G. (2006). The structure, functions and degradation of pigment-binding proteins of photosystem II. *Acta Biochim Pol*, 53(4), 693-708.
- Maestre, F. T., Callaway, R. M., Valladares, F., & Lortie, C. J. (2009). Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. *Journal of Ecology*, 97(2), 199-205.
- Marañón, T., Camarero, J. J., Castro, J., Díaz, M., Espelta, J. M., Hampe, A., . . . Zamora, R. (2004). Heterogeneidad ambiental y nicho de regeneración. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*, 69-99.
- Mataix-Solera, J., & Cerdà, A. (2009). Los efectos de los incendios forestales en los suelos. Síntesis y conclusiones. Nuevos retos en la investigación y en la gestión. *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los*

científicos españoles. Cátedra de Divulgació de la Ciència. Universitat de València, València, 355-383.

- Mataix-Solera, J., Gómez, I., Navarro-Pedreño, J., Guerrero, C., & Moral, R. (2002). Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in a Mediterranean environment. *International Journal of Wildland Fire*, 11(2), 107-114.
- Mataix-Solera, J., & Guerrero, C. (2007). Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. *Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica. Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi, Alicante*, 5-40.
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Gómez, I., Navarro-Pedreño, J., Mataix, J., & Moral, R. (1999). *Modifications in N, P, K, Na, Ca, Mg and organic matter contents in a forest soil affected by experimental fire*. Paper presented at the 6th International Meeting on Soils with Mediterranean Type of Climate. Barcelona. Extended Abstracts: 774.
- Mataix Solera, J. (1997). *Modificaciones físico-químicas en suelos afectados por un incendio forestal*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante.
- Mataix Solera, J. (1999). *Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales: contribución a su conservación y regeneración*.
- Montenegro, G., Ginocchio, R., Segura, A., Keely, J., & Gomez, M. (2004). Fire regimes and vegetation responses in two Mediterranean-climate regions. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77(3), 455-464.
- Montenegro, G., Gómez, M., Díaz, F., & Ginocchio, R. (2003). Regeneration potential of Chilean matorral after fire: an updated view. *Fire and climatic change in temperate ecosystems of the western Americas*, 381-409.
- Nasi, R., Dennis, R., Meijaard, E., Applegate, G., & Moore, P. (2002). Los incendios forestales y la diversidad biológica. *Unasylva (FAO)*.
- Ni, J., Zhang, X.-s., & Scurlock, J. M. (2001). Synthesis and analysis of biomass and net primary productivity in Chinese forests. *Annals of Forest Science*, 58(4), 351-384.
- Paritsis, J., Raffaele, E., & Veblen, T. T. (2006). Vegetation disturbance by fire affects plant reproductive phenology in a shrubland community in northwestern Patagonia, Argentina. *New Zealand Journal of Ecology*, 387-395.

- Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2014). Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytologist*, 204(1), 55-65.
- Pearcy, R. W., Chazdon, R. L., Gross, L. J., & Mott, K. A. (1994). Photosynthetic utilization of sunflecks: a temporally patchy resource on a time scale of seconds to minutes. *Exploitation of environmental heterogeneity by plants*, 175-208.
- Piñeiro, I. F. (1997). *Influencia de los incendios forestales sobre la materia orgánica edáfica*: Universidade de Santiago de Compostela.
- Quintanilla, V. (2000). Influencia del fuego en el desequilibrio ecológico de la vegetación en la zona mediterránea de Chile: casos de estudio. *Investigaciones Geográficas*(34), Pág. 3-15.
- Quiroz, I., García, E., González, M., & Soto, H. (2011). Evaluación de los métodos de regeneración aplicados en el tipo forestal Roble–Hualo en la Región del Maule. *Ciencia e Investigación Forestal*, 17, 325-358.
- Raffaele, E., & Veblen, T. T. (1998). Facilitation by nurse shrubs of resprouting behavior in a post-fire shrubland in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science*, 9(5), 693-698.
- Raison, R., Khanna, P., & Woods, P. (1985). Mechanisms of element transfer to the atmosphere during vegetation fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 15(1), 132-140.
- Rivas, Y., Huygens, D., Knicker, H., Godoy, R., Matus, F., & Boeckx, P. (2012). Soil nitrogen dynamics three years after a severe Araucaria–Nothofagus forest fire. *Austral Ecology*, 37(2), 153-163.
- Rodríguez, M., & Florez, V. (2004). Elementos Esenciales y Beneficiosos.
- Ruano, A. J., Pérez, F., & Llovería, R. M. (2016). Niveles de LAI/fPAR en superficies afectadas por incendios forestales en Aragón. Análisis mediante el producto MCD15A2 DE MODIS. *Pirineos*, 171, 019.
- Saa, A., Trasar-Cepeda, M., & Carballas, T. (1998). Soil P status and phosphomonoesterase activity of recently burnt and unburnt soil following laboratory incubation. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(3), 419-428.

- Sadzawka R., A., M.A. Carrasco R., R. Demanet F., H. Flores P., R. Grez Z., M.L. Mora G., y A. Neaman. 2007. Métodos de análisis de tejidos vegetales. Segunda Edición. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Serie Actas INIA N° 40, Santiago, Chile, 140 p.
- Sadzawka R., A., M.A. Carrasco R., R. Grez Z., M.L. Mora G., H. Flores P. y A. Neaman. 2006. Métodos de análisis de recomendados para los suelos de Chile. Revisión 2006. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Serie Actas INIA N° 34, Santiago, Chile, 164 p.
- Sanhueza, P. (2001). Fire situation in Chile. *Global forest fire assessment, 1990-2000*.
- Santelices, R., & Litton, C. (1996). Efectos del Fuego sobre el Bosque, la Disponibilidad de Nutrientes y la Materia Orgánica en el Suelo. *Ciencia e Investigación Forestal, 10(2)*.
- Schimmel, J., & Granstrom, A. (1996). Fire severity and vegetation response in the boreal Swedish forest. *Ecology, 77(5)*, 1436-1450.
- Schulze, E.-D. (1982). Plant life forms and their carbon, water and nutrient relations *Physiological plant ecology II* (pp. 615-676): Springer.
- Smithwick, E. A., Turner, M. G., Mack, M. C., & Chapin, F. S. (2005). Postfire soil N cycling in northern conifer forests affected by severe, stand-replacing wildfires. *Ecosystems, 8(2)*, 163-181.
- Soto, B., Benito, E., Pérez, R., Basanta, R., & Díaz-Fierros, F. (1991). *Alterations in surface runoff due to forest fires*. Paper presented at the Abstracts of the International Conference on Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires, European Society for Soil Conservation, Barcelona.
- Sotomayor, A. & Barros, S. (Eds.). (2016). Los Sistemas Agroforestales en Chile, Instituto Forestal, Chile. p. 458
- Stark, N. M. (1977). Fire and Nutrient Cycling in a Douglas-Fir/Larch Forest. *Ecology, 58(1)*, 16-30.
- Turner, D. P., Acker, S. A., Means, J. E., & Garman, S. L. (2000). Assessing alternative allometric algorithms for estimating leaf area of Douglas-fir trees and stands. *Forest Ecology and Management, 126(1)*, 61-76.
- Turner, M. G., Smithwick, E. A., Metzger, K. L., Tinker, D. B., & Romme, W. H. (2007). Inorganic nitrogen availability after severe stand-replacing fire in the Greater

- Yellowstone ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(12), 4782-4789.
- Úbeda, X. (2000). Efectos de los incendios forestales sobre los suelos. *Problemática Ambiental de Suelos Mediterráneos. Universidad Internacional Menéndez Pelayo UIMP. Alicante*, 118-137.
- Úbeda, X., Bernia, S., & Simelton, E. (2005). The long-term effects on soil properties from a forest fire of varying intensity in a Mediterranean environment. *Developments in Earth Surface Processes*, 7, 87-102.
- Ulery, A., Graham, R., & Amrhein, C. (1993). Wood-ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Science*, 156(5), 358-364.
- Ulery, A., Graham, R., Chadwick, O., & Wood, H. (1995). Decade-scale changes of soil carbon, nitrogen and exchangeable cations under chaparral and pine. *Geoderma*, 65(1-2), 121-134.
- Unión Europea- UE. (2017). Informe técnico de la misión en Chile 2017. Análisis de los incendios forestales en regiones del Maule y Biobío. Elaborado por expertos de EU de Lead Emergency Management Authority (LEMA). 34 p.
- Urzúa, N., & Cáceres, F. (2011). Incendios forestales: principales consecuencias económicas y ambientales en Chile. *RIAT Revista Interamericana de Ambiente y Turismo*, 7(1), 18-24.
- Urzúa, N. V., & Cáceres, M. F. (2012). Incendios forestales: principales consecuencias económicas y ambientales en Chile. *Revista Interamericana de Ambiente y Turismo-RIAT*, 7(1), 18-24.
- Valladares, F. (1999). Architecture, ecology and evolution of plant crowns. *Handbook of functional plant ecology*, 121-194.
- Valladares, F. (2001). Luz y evolución vegetal-En el curso de la evolución unas plantas se han adaptado a una vida sometida a radiaciones extremas y otras han desarrollado. *Investigación y Ciencia: Edición Española de Scientific American*(303), 73-79.
- Valladares, F. (2006). La disponibilidad de luz bajo el dosel de los bosques y matorrales ibéricos estimada mediante fotografía hemisférica. *Ecología*, 20, 11-30.

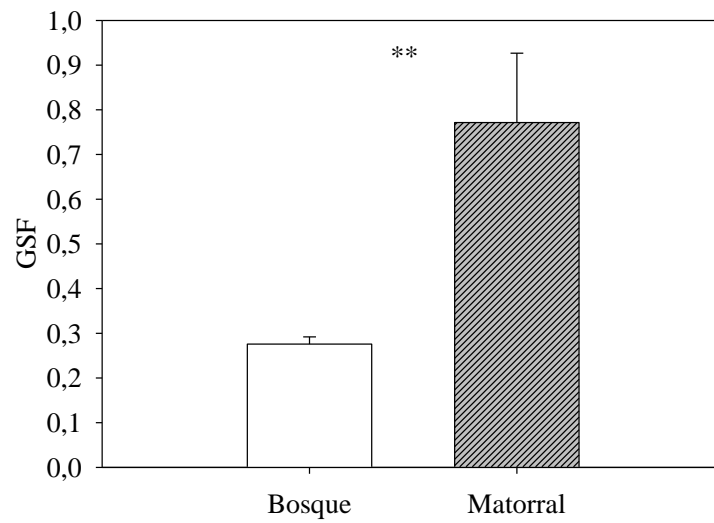
- Valladares, F., & Guzmán, B. (2006). Canopy structure and spatial heterogeneity of understory light in an abandoned Holm oak woodland. *Annals of Forest Science*, 63(7), 749-761.
- Vega, J., Landsberg, J., Bará, S., Paysen, T., Fontúrbel, M., & Alonso, M. (2000). Efectos del fuego prescrito bajo arbolado de P. Pinaster en suelos forestales de Galicia y Andalucía. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*(9).
- Vega, J. A., Fernández, C., Pérez-Gorostiaga, P., & Fonturbel, T. (2010). Response of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) recruitment to fire severity and post-fire management in a coastal burned area in Galicia (NW Spain). *Plant ecology*, 206(2), 297.
- Venegas, A. M., & Meynard, C. N. (2005). Avifauna de un bosque de Roble-Hualo en Chile Central. *Boletín Chileno de Ornitología*, 11, 18-22.
- Verzino, G., Joseau, J., Dorado, M., Gellert, E., Rodríguez Reartes, S., & Nóbile, R. (2005). Impacto de los incendios sobre la diversidad vegetal, Sierras de Córdoba, Argentina. *Ecología Aplicada*, 4(1-2), 25-34.
- Viro, P. (1974). Effects of forest fire on soil. *Fire and ecosystems*, 7-45.
- Webb, N. (1999). HemiView Manual Revision Number: 2.1. University of Kansas Information Technoly and Telecommunication Centre (ITTC), the Kansas Technology Enterprise Corporation (KTEC), and the Kansas Biological Survey. Kansas, USA.
- Zapata, M. P. (2005). *Análisis de la causalidad de incendios forestales en la zona costera de la VII región, como base para futuras estrategias en prevención*. Universidad de Chile.
- Zavala, M., Zamora, R., Pulido, F., Blanco, J. A., Imbert, J. B., Marañón, T., . . . Valladares, F. (2004). Nuevas perspectivas en la conservación, restauración y gestión sostenible del bosque mediterráneo. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*, 509-530.

7. Anexos

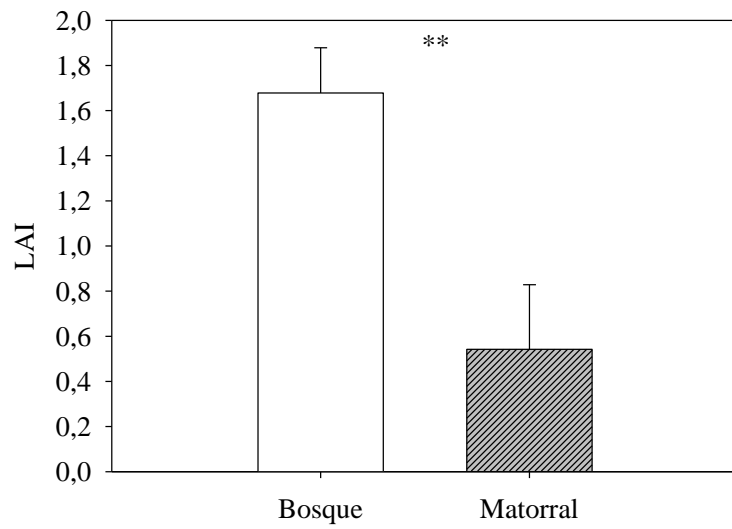
Anexo 1. Montaje de parcelas para ensayo del CTPF, previo a la temporada de incendios forestales 2016-2017.



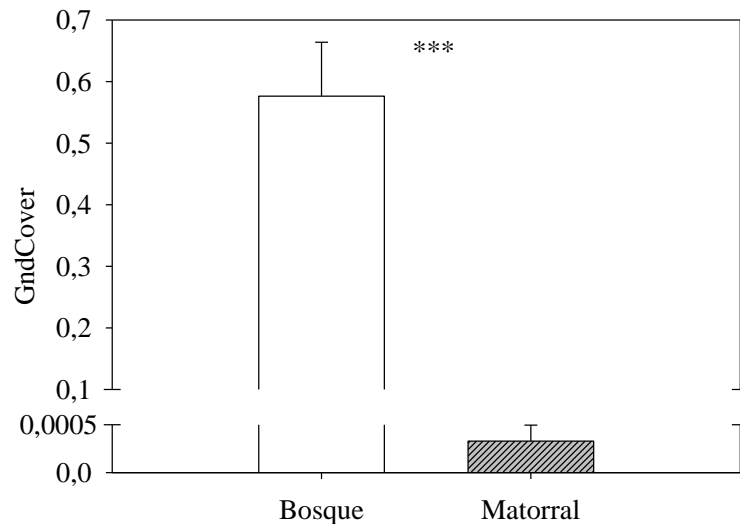
Anexo 2. Factor global de sitio para el bosque y matorral pre-incendio. Donde **: significativo a $P \leq 0,01$.



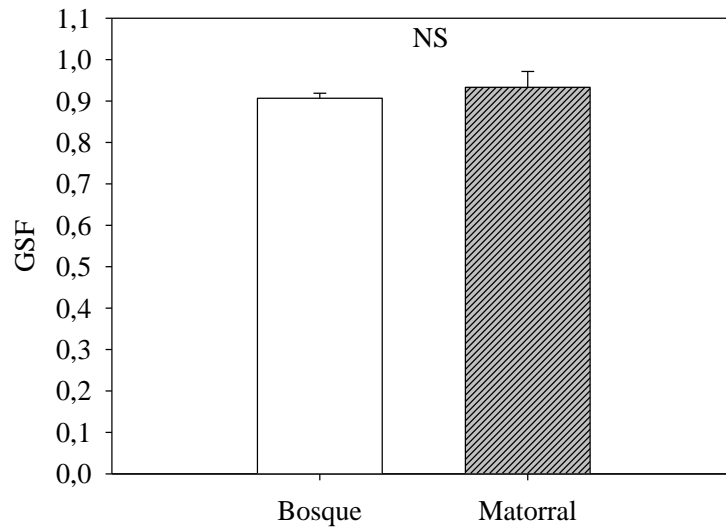
Anexo 3. Índice de área foliar para el bosque y matorral pre-incendio. Donde **: significativo a $P \leq 0,01$.



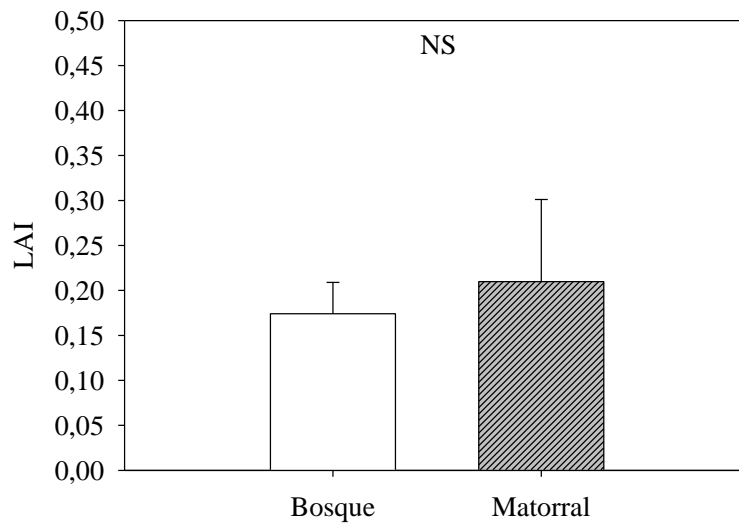
Anexo 4. Índice de cobertura de suelo para el bosque y matorral pre-incendio. Donde ***: significativo a $P \leq 0,001$.



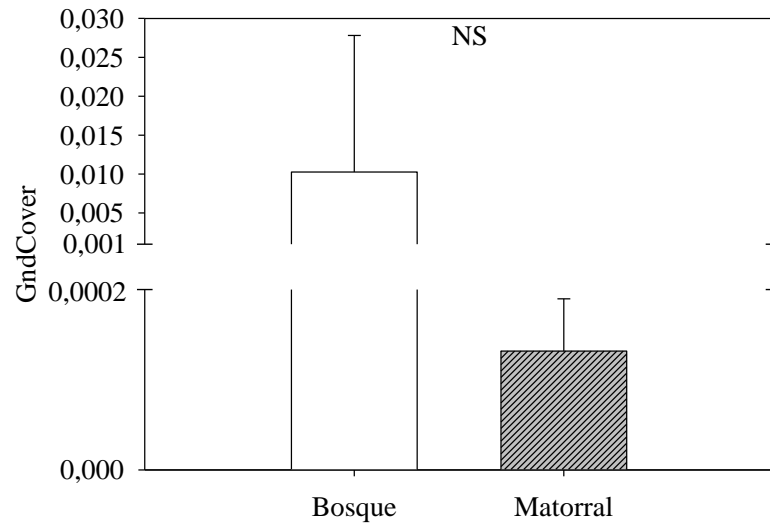
Anexo 5. Factor global de sitio para el bosque y matorral post-incendio. Donde NS: sin diferencia estadísticamente significativa.



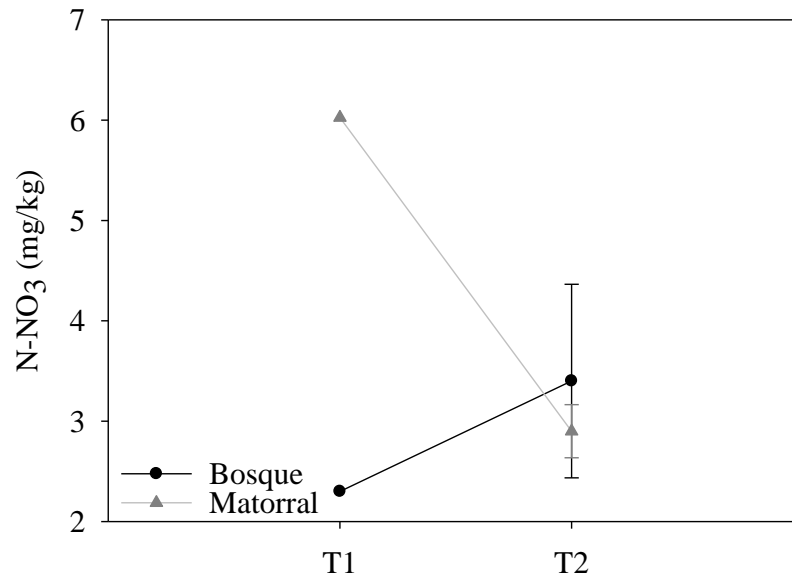
Anexo 6. Índice de área foliar para el bosque y matorral post-incendio. Donde NS: sin diferencia estadísticamente significativa.



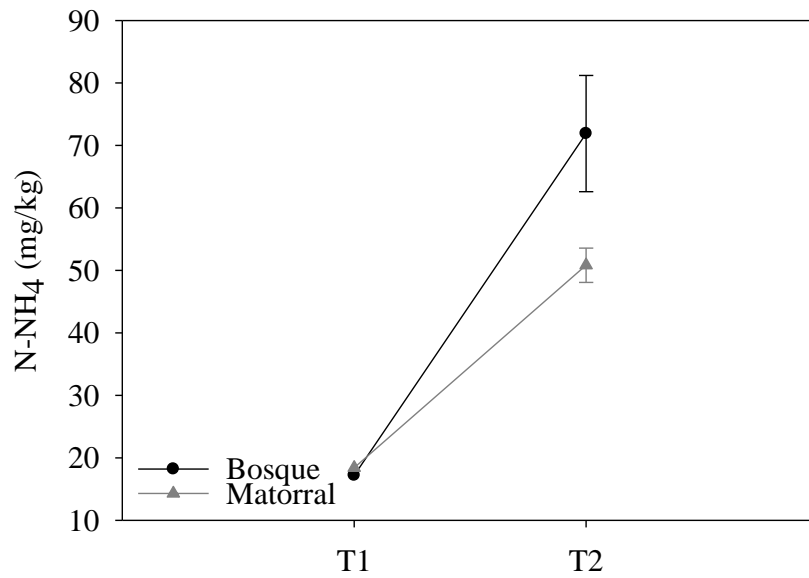
Anexo 7. Índice de cobertura de suelo para el bosque y matorral post-incendio. Donde NS: sin diferencia estadísticamente significativa.



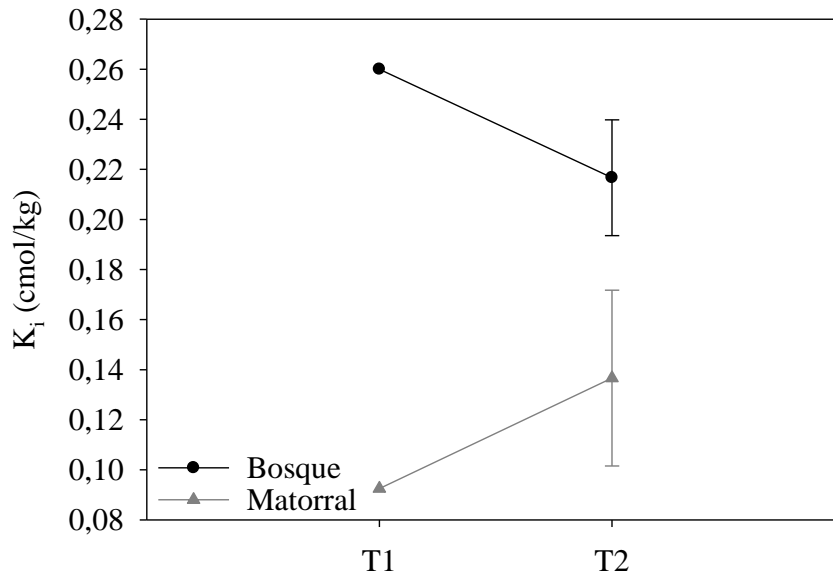
Anexo 8. Nitratos para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).



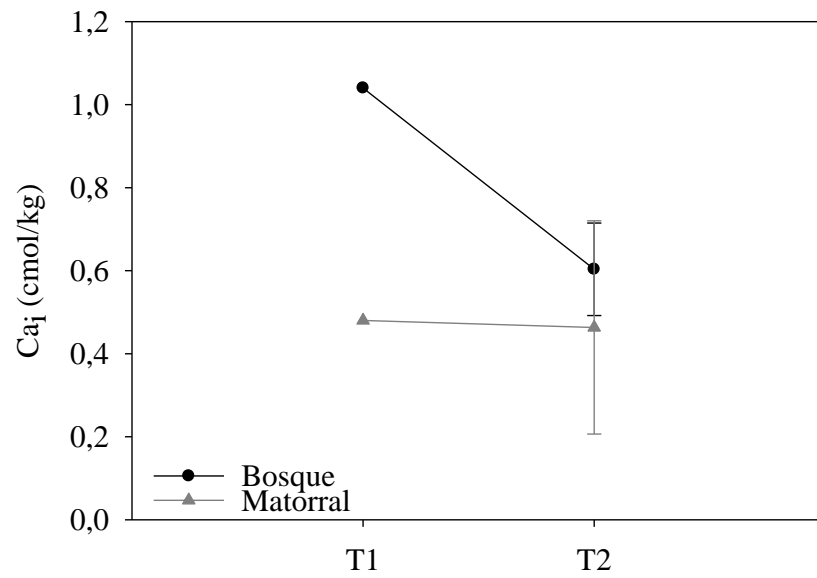
Anexo 9. Amonio para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).



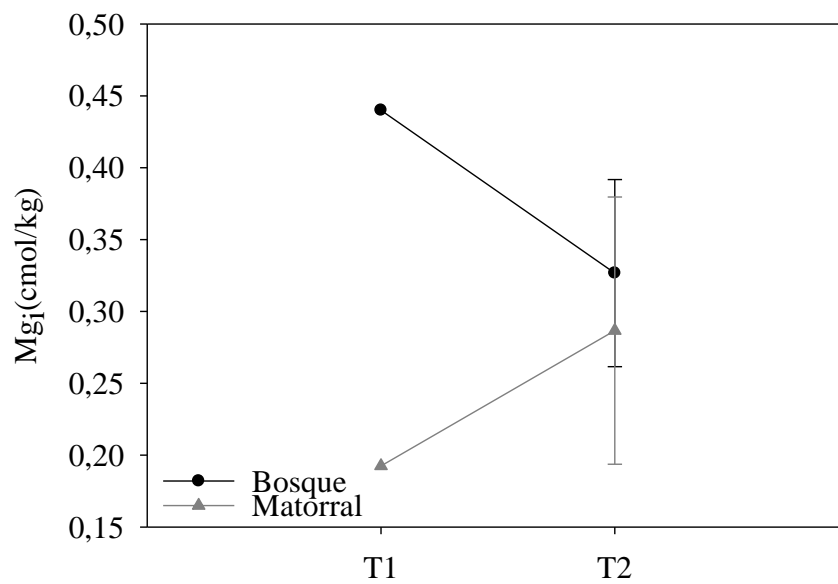
Anexo 10. Potasio intercambiable para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).



Anexo 11. Calcio intercambiable para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).



Anexo 12. Magnesio intercambiable para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).



Anexo 13. Sodio intercambiable para ambas coberturas y para las dos condiciones, pre-incendio (T1) y post-incendio (T2).

