



UNIVERSITAS Miguel Hernández

Estudio del estado del suelo de las zonas afectadas por el incendio forestal de 2011 en el Parque Nacional de las Torres del Paine (Patagonia, Chile)

AUTOR: JOSÉ GUARDIOLA TORMOS

TUTOR: Jorge Mataix Solera

CO-TUTOR: Eduardo Arellano Ogaz

Grado en Ciencias Ambientales

Facultad de Ciencias Experimentales

Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente

Área de Edafología y Química Agrícola

Curso 2019/2020

 **UNIVERSITAS**
Miguel Hernández


CIENCIAS AMBIENTALES
FACULTAD DE CIENCIAS EXPERIMENTALES

UNIVERSITAS
Miguel Hernández

AGRADECIMIENTOS

Tras la finalización de este trabajo, sólo puedo agradecer de forma sincera el esfuerzo, apoyo y dedicación que mi tutor, Jorge Mataix Solera, ha ofrecido para salir adelante en estos meses de incertidumbre. Su experiencia y ayuda me han llevado a realizar este trabajo.

También agradecer el apoyo que Carlos Carmona me ha ofrecido al ayudarme y enseñarme los procedimientos de laboratorio. A Victoria Arcenegui, por sus consejos y ayuda a la hora de finalizar los análisis de laboratorio.

Agradecer también a mi co-tutor, Eduardo Arellano Ogaz por revisar este trabajo y completarlo con sus conocimientos en Vegetación y Flora. Así como a Luis Daniel Olivares por facilitarme los datos de repelencia al agua de los suelos.

Por último, a Ainhoa, familiares y amigos por su apoyo y compañía durante estos cuatro años.

Muchas gracias a todos.



Imagen de portada: Jorge Mataix- Solera y Jorge Eduardo Jaña durante el trabajo de campo en la zona 1 de estudio. Fotografía realizada por Patricio Salinas (CONAF)

Resumen

Los incendios forestales se han convertido en una gran amenaza para algunos suelos en la Patagonia Chilena. En el incendio de 2011 en el Parque Nacional de Torres del Paine se quemaron 17.666 ha. Este estudio fue realizado para evaluar los efectos del incendio en los suelos de Torres del Paine. Se analizaron un total de 69 muestras, distribuidas en 5 zonas con diferentes comunidades vegetales presentes (Estepa patagónica, Matorral preandino y Bosque magallánico). Los suelos fueron recogidos a una profundidad de 5 cm y analizados para determinar su textura, materia orgánica, pH, conductividad eléctrica y repelencia al agua. Las zonas quemadas y no quemadas no mostraron diferencia alguna en cuanto al pH y la conductividad eléctrica medida, se obtuvo una materia orgánica promedio de 10,45% con diferencias entre las quemadas y no quemadas en todas las zonas medidas, con aumentos en las zonas 2 y 5, descensos en las zonas 1, 3 y 4. Un 75% de las muestras de suelo mostraban hidrofobicidad, mucho mayor que en los suelos mediterráneos. Como resultado, preocupa especialmente la zona 1 del estudio que 9 años después del incendio cuenta con más de un 30% de suelo desnudo y según los resultados que hasta la fecha tenemos consideramos que es la que más ha sufrido y la más sensible a la degradación. Se requerirán estudios posteriores para conocer el estado microbiológico de los suelos. Por último, el estudio en el Parque Nacional de las Torres del Paine permitirá conocer mejor la situación a medio plazo de las zonas afectadas, contribuir a concienciar para evitar mega incendios en el futuro, y determinar cuál es la mejor gestión de las diferentes zonas quemadas en función de los resultados obtenidos en cuanto al impacto en los suelos de las diferentes zonas.

Palabras Clave: Incendio, suelo, materia orgánica, hidrofobicidad y erosión.

Abstract

Forest fires have become a major threat to some soils in the Chilean Patagonia. 17,666 ha were burned in the 2011 wildfire in the Torres del Paine National Park. This study was conducted to assess the effects fire has in the soils of Torres del Paine. 69 samples from 5 areas with different vegetation cover (Patagonian steppe, Pre-Andean scrub and Magallanic forest) were analyzed. The soils were sampled at a depth of 5 cm and analyzed to determine their texture, organic matter content, water repellency, pH and electric conductivity. Burned and unburned areas had no differences in pH and electric conductivity, an average of 10.5% of organic matter was obtained with differences between burned and unburned areas, increases in areas 2 and 5, decreases in areas 1, 3 and 4. Hydrophobicity was, however, much higher than Mediterranean soils with a 75% of water repellent samples. As a result we have special concerns regarding the area 1 of the study, whose values of bare soil after nine years is still more than 30% and pursuant to the results that we have to date, we consider that the area 1 is the one more affected with the most noticeable degradation. Further research will be required in order to know the microbiological conditions of the soils. Finally, the study of the Torres del Paine National Park will elucidate the situation of the affected areas in a medium-to-long term, contribute to avoiding mega-fires in the future, and determine -depending upon obtained results- which is the best post-fire management practice with regard to the impacts on the soils in the different areas.

Key Words: Fire, soil, organic matter, hydrophobicity and erosion.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	5
1.1 HISTORIA Y CAUSAS DE LOS INCENDIOS FORESTALES EN CHILE.....	5
1.2 EFECTOS DEL FUEGO EN EL SUELO Y LA VEGETACIÓN.....	7
1.3 EL FUEGO COMO FACTOR ECOLÓGICO DEL ECOSISTEMA EN EL PARQUE NACIONAL DE TORRES DEL PAINE.....	9
1.4 EROSIONABILIDAD DE LOS SUELOS DE LAS TORRES DEL PAINE.....	10
1.5 TRATAMIENTOS POST-INCENDIO.....	11
2. ANTECEDENTES.....	12
3. OBJETIVOS.....	14
4. MATERIAL Y MÉTODOS.....	14
4.1 DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO.....	14
4.1.1 Localización.....	15
4.1.2 Clima.....	16
4.1.3 Geología y geomorfología.....	17
4.1.4 Edafología.....	19
4.1.5 Vegetación.....	20
4.2 MUESTREO DE CAMPO Y ANÁLISIS DE LABORATORIO.....	21
4.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	24
5. RESULTADOS.....	25
5.1 PROPIEDADES MEDIDAS.....	25
5.1.1 Textura del suelo.....	25
5.1.2 pH.....	26
5.1.3 Conductividad eléctrica.....	26
5.1.4 Materia orgánica.....	27
5.1.5 Repelencia al agua.....	28
5.1.6 Relaciones entre la materia orgánica y la repelencia al agua.....	30
5.2. PORCENTAJE DE SUELO DESNUDO.....	32
6. DISCUSIÓN.....	32
7. CONCLUSIONES.....	35
8. PROYECCIÓN FUTURA.....	36
9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	37
ANEXOS.....	42

1. INTRODUCCIÓN.

Hay evidencia de que los incendios forestales aparecieron concomitantes con el origen terrestre de las plantas y han jugado un papel muy importante a lo largo de la historia (Pausas y Keeley et al., 2009). De hecho, los incendios son ubicuos y pueden ocurrir prácticamente en cualquier bioma, ya sea en zonas mediterráneas, boreales o tropicales y, en todo tipo de vegetación (Archibald et al., 2013). En muchas partes del mundo, los incendios forestales han dado forma al paisaje, actuando como un agente formador de los ecosistemas (Mataix-Solera y Cerdà et al., 2009), en la actualidad la gran mayoría de incendios son provocados por los humanos ya sea de forma intencionada, accidental o como resultado de una negligencia. Aun así, se ha demostrado que los incendios juegan un rol importante en el mantenimiento de la biodiversidad y la salud del ecosistema (North et al., 2015) y, por lo tanto, hemos aprendido que debemos convivir con este fenómeno (Belcher et al., 2013).

Chile es un país con grandes áreas forestales y plantaciones madereras, donde los incendios forestales no son extraños, no sólo ocurren en la zona del país con clima mediterráneo, también en zonas climáticas más húmedas y templadas. De acuerdo con Castillo et al. (2015), el aumento del número de incendios en Chile en los últimos 15 años ha tendido al equilibrio en términos de hectáreas quemadas en áreas rurales, a su vez ha variado considerablemente en relación con los incendios producidos en interfaz urbano forestal, debido entre otras muchas razones, a las concesiones de construcción y el uso urbano inadecuado (Úbeda et al., 2016). El efecto de los incendios sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo ha sido estudiado por diversos autores (Certini et al., 2005). Dependiendo de muchos factores puede haber efectos tanto directos como indirectos.

1.1 Historia y causas de los incendios forestales en Chile.

Chile, ocupa un área de 756.102 km², localizándose entre los paralelos 17°S y 56°S, Chile tiene una población de 18,73 millones de habitantes (2020) con una densidad de población de 23,24 hab/km². De acuerdo con la Corporación Nacional Forestal Chilena (CONAF, 2015), alrededor de 40 millones de hectáreas de territorio nacional tienen un uso del suelo agro-pastoreo-forestal. En 2013, 17,3 millones de hectáreas correspondían a bosques (22,9% de la superficie del país), de éstas, 14,18 millones de hectáreas correspondían a bosque nativo y 2,6 millones de hectáreas a plantaciones.

La ([Figura 1](#)) muestra el número de incendios y superficie quemada en Chile desde 1960 (aparentemente, los datos de confianza comienzan a partir del año 1984-1985). Aparecen años

con picos de hectáreas quemadas, tales como 1999 y 2014, también aparecen años con una gran incidencia de incendios producidos 2003 y 2008.

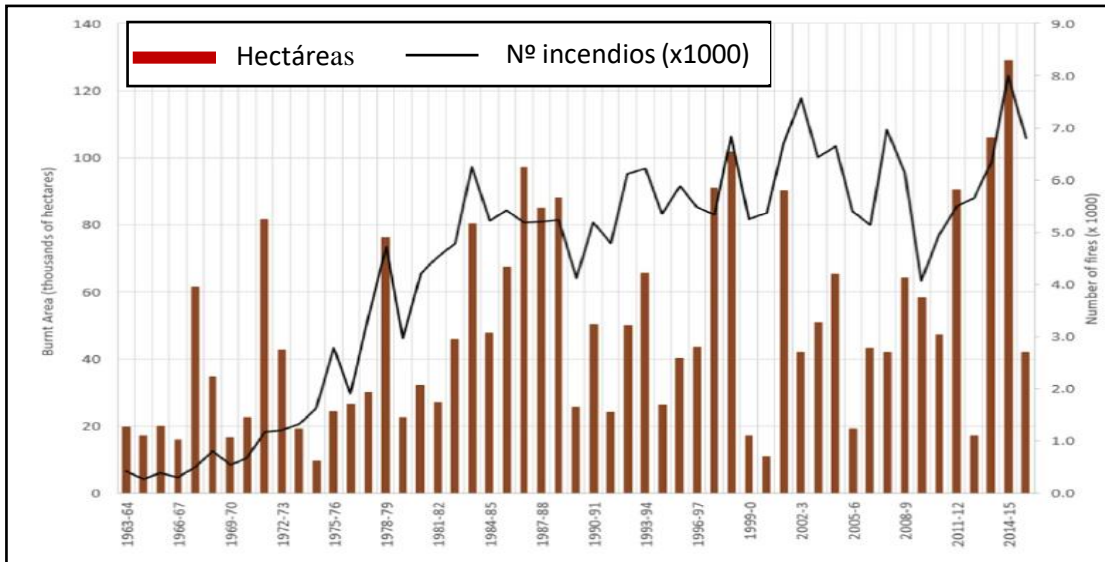


Figura 1: Número histórico de incendios (x1000) y hectáreas quemadas en Chile 1963-2015 (Fuente: CONAF, 2015).

Se han publicado muchos artículos sobre las causas de los incendios en Chile. De acuerdo a los datos de CONAF (2020), en el período 2003-2019, el 50,4% de los incendios fueron accidentales o debidos a negligencias, el 28,1% fueron intencionados, el 0,8% fueron debidos a causas naturales y el 20,7% fueron causas desconocidas. Es decir, podemos asociar al menos un 78,5% de los incendios en Chile a la presencia antrópica. Las igniciones por causas naturales tienen una incidencia menor al 1% del total de los incendios generados, una razón para obtener un porcentaje tan bajo es la presencia de la Cordillera de los Andes, junto con la Cordillera de la Costa, estos fenómenos no son frecuentes en muchos lugares del planeta (Keeley et al., 2012). Aunque las tormentas de rayos causen un pequeño número de incendios, estos pueden llegar a quemar una gran cantidad de hectáreas en los bosques ya que, en relación con muchos países mediterráneos, entre el 0,6 y 0,9% de los incendios son responsables de más del 60% del área quemada (CONAF, 2020).

A día de hoy, el número y la capacidad destructiva de los incendios en Chile son más importantes en las regiones centrales, debido principalmente a las condiciones climáticas y la presión antrópica. Aun así, hay evidencias de que los incendios ya afectaban a las partes sur del país hace 17.000 años (Huber et al., 2004; Whitlock et al., 2017). Uno de los factores más

importantes encargados de regular la cantidad de incendios a lo largo de la historia en Chile han sido las condiciones climáticas, especialmente el contenido en humedad de los combustibles vegetales, todos estos factores han sido responsables de la ignición y propagación de los incendios (Pesce y Moreno et al., 2014). El territorio de Chile está subdividido en 12 regiones, nuestro estudio se sitúa en la región 12, se ha calculado la incidencia en la magnitud de los incendios en las distintas regiones durante los últimos 35 años, obteniendo como resultado el promedio de superficie anual quemada por cada región (Figura 2), pudiendo asociar de manera directa el número de incendios a la presión antrópica y a las características climáticas (CONAF, 2020).

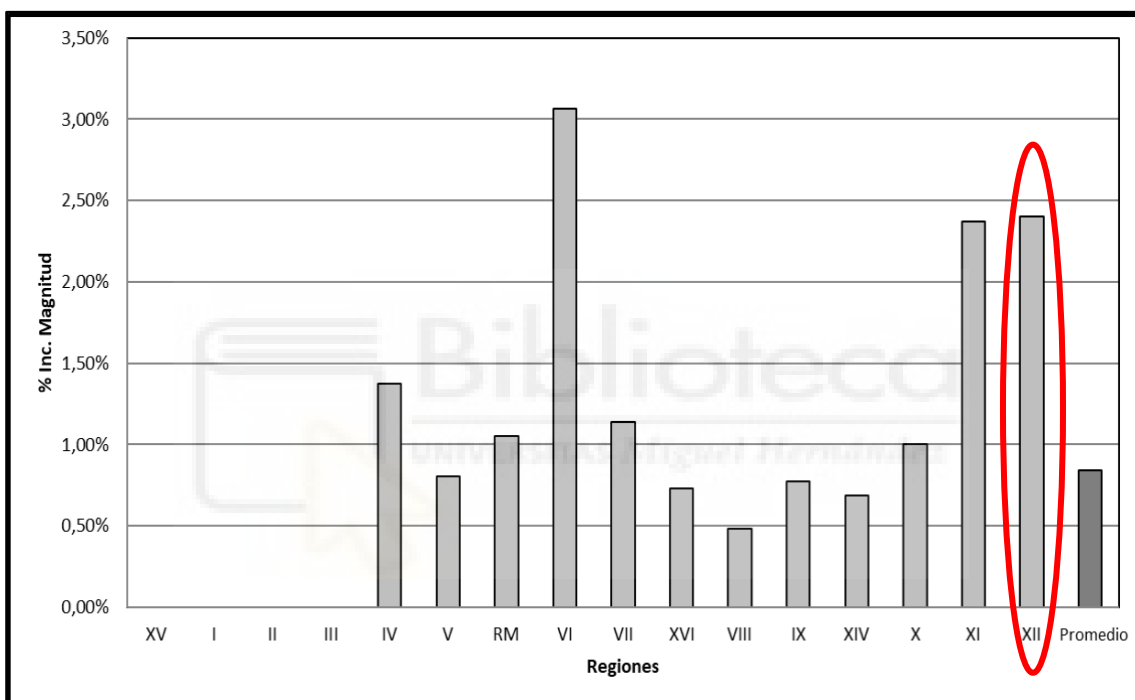


Figura 2: Porcentaje de Incidencia de los incendios y su magnitud en la Temporada 1985-2019 (Fuente: CONAF, 2020).

1.2 Efectos del fuego en el suelo y la vegetación.

En Chile, la gran mayoría de los bosques son nativos: 14,18 millones de hectáreas de bosque nativo vs 2,96 millones de hectáreas de plantaciones. Peña y Valenzuela et al. (2008), llevaron a cabo un estudio de las consecuencias de los incendios en ambos escenarios. Una de las conclusiones fueron que el número de incendios ha aumentado a la vez que la cantidad de hectáreas de plantaciones. Las plantaciones cuentan con un aumento constante de 70.000 ha/año desde 1975, siendo introducidos el *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*, que resultan ser dos

especies invasoras y además favorecidas con la presencia del fuego. En cuanto a la vegetación en los bosques nativos destacaremos: *Araucaria araucana*, *Nothofagus dombery*, *Nothofagus oblicua* y *Nothofagus pumilio* (Peña y Valenzuela et al., 2008). Por un lado, Quintanilla y Castillo et al. (2008) declaran que, aunque haya varias especies nativas adaptadas a la presencia de los incendios, las sequías producidas en los últimos años como la del 2017, produce una nueva tipología de incendios cuyas características no pueden ser soportadas por las especies nativas tales como la palma chilena *Jubaea chilensis*. Por otro lado, Figueroa et al. (2009) informa del hecho de que el choque térmico producido en los incendios puede aumentar la presencia de hierbas nativas como *Bromus berterioanus* y *Oxalis micrantha*.

Rivas et al. (2012) estudió la relación entre los incendios y los suelos chilenos, más específicamente en andisoles (38° 20'S), concluyendo que el nivel de materia orgánica en los suelos puede verse severamente aumentada en un orden de hasta el 7% en casos de suelos forestales. Estas conclusiones harán referencia a incendios de poca intensidad ya que, según el propio Rivas, a partir de los 250°C alcanzados en un incendio, comenzará a perderse la materia orgánica del suelo. Escudey et al. (2015) trabajó con andisoles y ultisoles (40°S), generando incendios controlados en laboratorio. Concluyó que la presencia de ceniza aumenta la disponibilidad de K y Ca, aumentando también la capacidad de retención del suelo de P y Zn, dependiendo siempre del origen de las cenizas (bosque nativo, pino o eucalipto) (Escudey et al., 2010).

En el año 2014, se realizaron estudios para comprobar si los efectos del incendio en atributos estructurales y de composición de la vegetación denotaban aún la alta intensidad de la perturbación, que en los sitios incendiados había destruido un gran porcentaje de los árboles vivos, un 90%, y disminuido considerablemente la cobertura en un 95%. La regeneración por plántula en Lengua en los sitios incendiados fue de un orden de magnitud menor que en sitios no incendiados. Otro de los efectos más nocivos para la biodiversidad de estos bosques fue la masiva invasión por especies de plantas exóticas, las que invadieron el sotobosque de los bosques quemados. Invasión producida desde los sitios aledaños a los bosques, las especies exóticas, eminentemente gramíneas europeas producen un gran número de semillas que contribuyen temporalmente a la recuperación de los suelos degradados, compitiendo con las plántulas que intentan reestablecerse en el sotobosque (Vidal et al., 2014).

Los incendios forestales pueden afectar a las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, incluyendo la cantidad de carbono orgánico, disponibilidad de nutrientes, repelencia al agua y la estabilidad de agregados (Arcenegui et al., 2008; González-Pérez et al., 2004; Murphy et al., 2006). Estas propiedades afectarán a procesos tales como la erosión y la infiltración de los suelos (DeBano et al., 2000; Doerr et al., 2006). La tendencia general de los efectos post-incendio en el

suelo supone un aumento de la escorrentía y un descenso del carbono orgánico en el perfil del suelo debido a la erosión (Larsen et al., 2009). Por último, será necesario destacar que Chile cuenta con una gran extensión de terreno de montañoso como la Cordillera de los Andes o la Cordillera de la Costa, con pendientes entre 30-50% (Francke et al., 2002). Esto supondrá un problema en las tasas de erosión de suelos post-incendio ya que la presencia de lluvias junto con elevadas pendientes y la falta de cobertura vegetal supondrán un aumento de la escorrentía y la erosión.

1.3 El fuego como factor ecológico del ecosistema en el Parque Nacional de Torres del Paine.

Desde el inicio de los asentamientos humanos de las comunidades indígenas de la época previa a la colonización europea, hasta tiempos recientes, el fuego ha jugado un factor formador de la vegetación actual, al ser usado como herramienta para la apertura de los bosques para habilitación de praderas ganaderas (González et al. 2005; Zegers et al. 2020). Los registros del Parque muestran un incremento de la actividad del fuego en los últimos 100-200 años. Las reconstrucciones de la historia de la vegetación llevadas a cabo por Villa-Martínez y Moreno et al. (2007) sugieren que este incremento de fuego está asociado a una reducción de las abundancias del indicador de bosque *Nothofagus* y un incremento del indicador de perturbación humana *Rumex* y Poáceas (pastos). La aparición de *Rumex* sugiere que la reducción del área de bosques y el incremento del fuego fueron la causa y efectos de una rápida (25-50 años) y marcada transformación del paisaje debido al establecimiento de colonos. La magnitud y rapidez de la pérdida de cobertura de bosque ilustra su vulnerabilidad a una actividad de fuegos recurrentes (MMA, 2012). Esto trajo como consecuencia, la sustitución de cientos de miles de hectáreas, especialmente en los últimos 100 años (Zegers et al. 2020). CONAF (2020) añade que, mientras en muchas partes del mundo existen ecosistemas dependientes de los incendios, los cuales requieren la presencia del fuego para llevar a cabo sus ciclos de vida, este no es el caso en ciertas regiones de Chile. En el sur, en Torres del Paine (51°S) situado en la región XII. Vidal et al. (2012) comenta que el fuego no forma parte del ecosistema local debido a la falta de resiliencia a los incendios forestales. Muchos parches de estepa serán expuestos y susceptibles a la presencia de especies invasoras, que fueron introducidas por ganaderos en la década de los 30s y 40s. Dentro del parque, cerca de 36.000 ha de praderas y bosque nativo se han incendiado en las últimas 4 décadas, generando impactos significativos en las tasas de erosión, en comparación a sitios no incendiados (Bonilla et al. 2014).

1.4 Erosionabilidad de los suelos de las Torres del Paine

Algunos suelos pueden presentar repelencia al agua en determinadas circunstancias y son considerados hidrofóbicos. En este tipo de suelos, la infiltración podrá verse retardada o impedida (Brandt et al., 1969). Es decir, el agua no será absorbida con facilidad si los suelos presentan esta característica. Según Doerr et. (2000) la repelencia o afinidad entre el agua y una superficie sólida es originada debido a fuerzas de cohesión y adhesión. En este estudio, se tomaron las medidas de hidrofobicidad, por la que se asume que un suelo es hidrofóbico cuando una gota de agua tarda más de 5 segundos en ser absorbida completamente (Dekker y Jungerius et al., 1990). La hidrofobicidad ha sido estudiada por diversos autores en todas partes del mundo, concluyendo que la acumulación de ciertos compuestos orgánicos, como hidrocarburos alifáticos y compuestos anfifílicos, son responsables de la hidrofobicidad de los suelos (Doerr et al., 2002).

Para dar un ejemplo, en suelos forestales no quemados de la provincia de Alicante se ha observado que en torno a un 20-30% de las muestras estudiadas presentan hidrofobicidad. Esta propiedad está muy relacionada con la especie vegetal presente (Mataix-Solera et al., 2007). La severidad del fuego es uno de los factores que principalmente controlan el grado de hidrofobicidad en suelos quemados. Esta propiedad puede ser inducida si la temperatura en los incendios alcanza entre 200 y 250°C o superiores (Osborn et al., 1964). Arcenegui et al. (2008) encontraron que los incendios forestales aumentaban la repelencia al agua de los suelos hasta en un 70% de las muestras analizadas de 10 incendios diferentes de la provincia de Alicante. Zavala et al. (2009) comparó la respuesta hidrológica del suelo 7 días y 1 año después de un incendio, concluyendo que el riesgo de erosión a pequeña escala está limitado hasta cierto grado y cuando una gran capa de ceniza es originada, ésta puede retrasar la generación de escorrentía y reducir el riesgo de erosión.

Otro parámetro muy importante a tener en cuenta es la estabilidad de agregados. La estructura edáfica determina la distribución en el espacio de la materia sólida y de los espacios vacíos (o poros), algunos ocupados por agua y otros por aire. La respuesta de los agregados al paso del fuego es compleja de valorar, en un principio la combustión de la materia orgánica en incendios de alta intensidad llevaría a la destrucción de agregados (Oades et al., 1993). Aunque diversos estudios también han encontrado el resultado opuesto, es decir, un aumento de los valores de estabilidad tras el incendio (Guerrero et al., 2001a; Mataix-Solera y Doerr, 2004; Arcenegui et al., 2008b). Un factor a tener en cuenta en nuestro estudio será que la presencia de compuestos hidrofóbicos (como es el caso del 75% de nuestros suelos) puede aumentar la estabilidad de agregados (Chenu et al., 2000; Hallett et al., 2001; Mataix-Solera y Doerr, 2004; García-Corona et al., 2004; Arcenegui et al., 2008b).

Chile cuenta con una gran cantidad de terreno montañoso, como es el caso del PNTP, incluyéndose además la Cordillera de los Andes y de la Costa, con pendientes promedio del 30-50% (Francke et. 2002). Un gran problema asociado a los incendios forestales es la erosión posterior a estos eventos, por lo que se debería tener muy en cuenta (Bonilla et al. 2014). Los suelos de nuestro estudio cuentan con un buen contenido de materia orgánica, y esto puede ayudar a mejorar la estabilidad de los agregados y reducir la erosión, sin embargo, presentan una elevada repelencia al agua y esto favorecerá la escorrentía superficial en detrimento de la infiltración, especialmente en el período después del fuego cuando el suelo está desnudo.

1.5 Tratamientos post-incendio.

Los usos y tratamientos del suelo previos en las zonas donde ocurren los incendios también son cruciales para comprender la importancia sobre impactos de los incendios forestales en el suelo. En nuestro caso, el área donde ocurrió el incendio corresponde a un Parque Nacional, por lo que el suelo no había tenido recientemente ningún tipo de modificación antrópica previa al incendio. Por otro lado, los impactos y la degradación del suelo posteriores a un incendio dependerán de la historia del fuego, las condiciones ambientales pasadas, presentes y futuras y, el manejo humano post-incendio. Estas interacciones son difíciles de generalizar (Pereira et al., 2019).

Después de un incendio, las cenizas juegan un papel fundamental ya que cubren la superficie del suelo otorgándole protección ante procesos erosivos durante un tiempo. Como siempre, la capacidad de protección del suelo dependerá de la cantidad de ceniza generada y de la intensidad del incendio. Normalmente, la presencia de ceniza reduce la infiltración de agua y aumenta temporalmente el pH del suelo (Reyes et al., 2015). Los suelos son más vulnerables a la erosión si están en zonas con elevadas pendientes, especialmente después de incendios de gran intensidad como es el caso de nuestra zona de estudio. Las lluvias y vientos posteriores a los incendios también son partícipes del nivel de erosión que se producirá en la zona, erosión del suelo y de cenizas junto con pérdida de nutrientes serán comunes cuando haya presencia de fuertes lluvias inmediatamente después de un incendio (normalmente acompañadas de fuertes vientos). Los suelos son especialmente sensibles en esta época porque la vegetación no ha comenzado a recuperarse y, por tanto, la cobertura vegetal no ejerce protección frente a procesos erosivos. Éstas condiciones son muy típicas en climas mediterráneos debido a la ocurrencia de lluvias torrenciales de corta duración, en nuestra zona de estudio, tenemos unas lluvias constantes anuales sin presencia de eventos torrenciales, por lo que la erosión debida a esta causa puede ser menor, pero

el lavado del suelo puede ser mayor debido a la gran cantidad de precipitaciones (Pereira et al., 2019).

La gestión post-incendio puede tener un efecto adicional en el ecosistema, en muchas ocasiones incluso más grave que el propio fuego. La saca de madera es una práctica que consiste en retirar la madera quemada a los pocos meses de haber ocurrido el incendio. Para ello se suele utilizar maquinaria pesada, que por la vulnerabilidad del suelo a la erosión y a la degradación se traducen en una gestión potencialmente agresiva para el suelo (Mataix-Solera et al., 2015, 2016). Muchos ecosistemas han desarrollado estrategias de respuesta a los incendios, reduciendo así los efectos del fuego y la degradación del suelo. Esto dependerá principalmente de la resiliencia del ecosistema, por este motivo, la no intervención en las zonas recientemente quemadas puede resultar ser la manera más apropiada de reducir la degradación del suelo en zonas afectadas por incendios (Pereira et al., 2019). La actuación en zonas afectadas por incendios puede ser usada en zonas específicas mediante la aplicación de tala de salvamento, preparación del sitio (montículos posteriores al incendios, desgarros y plantaciones de árboles) y mulching (por ejemplo, astillas de madera, paja o hidromulching). En la zona de estudio no se realizaron extracciones de madera quemada ni otros tratamientos, salvo reforestaciones de Lenga en algunas zonas siguiendo un programa que ya venía realizándose antes del incendio (MMA, 2012).

2. ANTECEDENTES.

La tarde del martes 27 de diciembre del 2011 se produjo un incendio en el Parque Nacional de Torres del Paine (denominado “Incendio Olguín”), iniciado debido a una negligencia de un turista y llegando a registrar un total de 17.666 ha quemadas. El presente estudio forma parte de un estudio más amplio sobre el impacto del incendio en el Parque Nacional. El estudio está haciendo un seguimiento de la recuperación de la vegetación y en este TFG se valoraron los impactos a medio plazo del fuego sobre el suelo. En 2017 mi tutor visitó la zona y tras reunirse con investigadores chilenos y personal del parque se consideró que sería de alto interés incluir un estudio sobre el suelo. En 2019 se consiguió financiación para poder llevar a cabo el muestreo y el estudio. En octubre de ese año y aprovechando un viaje más extenso a Sudamérica se organiza la campaña de muestreo del suelo y al mismo tiempo colegas de la Universidad Pontificia de Santiago de Chile realizaron un nuevo seguimiento sobre la recuperación de la vegetación. Los puntos de muestreo coinciden con los transectos y sectores que se venían estudiando para la vegetación, se tomaron un total de 69 muestras de suelos en lugares quemados, incluyendo algunos puntos disponibles no afectados por el fuego, las zonas se diferencian principalmente por el tipo de conformación vegetal: Transición entre estepa patagónica y matorral preandino xerófilo en la zona 1 de estudio, la zona 2 está más dominada por matorral (xerófilo y mesófilo), las zonas

3 y 4 de estudio eran predominantemente de matorral mesófilo y bosque, y la zona 5 bosque magallánico en bosquetes de baja densidad. Todos los puntos de muestreo están georreferenciados y se tomaron también datos de campo (Figura 3).

El suelo ha de ser conservado y protegido ya que es un componente básico del ecosistema forestal. Los incendios causan modificaciones en la vegetación y las propiedades edáficas, pero son numerosos los factores que influyen en la magnitud del impacto tales como: el tipo de suelo, la pendiente, la humedad del combustible vegetal, la severidad del fuego, meteorología previa y posterior al incendio y las estrategias para la recuperación, entre otras (Mataix-Solera et al., 2011). El estudio en el Parque Nacional de las Torres del Paine permitirá conocer la situación a medio plazo de las zonas afectadas, contribuir a evitar mega incendios en el futuro, y determinar cual es la mejor gestión de las diferentes zonas quemadas en función de los resultados obtenidos.

La situación pandémica del COVID19 nos pilló en pleno trabajo de laboratorio, lo cual ha impedido la finalización de los análisis y por tanto en este TFG se van a mostrar y discutir solo de algunos de ellos, los que pudieron ser terminados en las 69 muestras, a partir de ahí propondremos qué otros parámetros deberían ser considerados para tener una mejor visión del estado de los suelos afectados por el fuego.

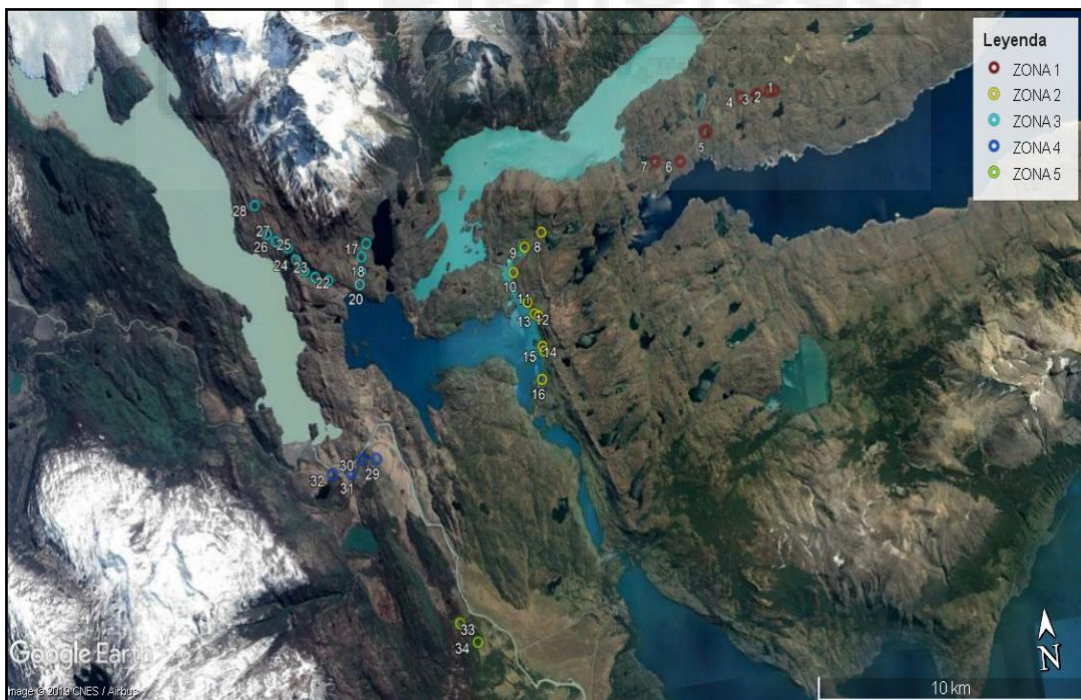
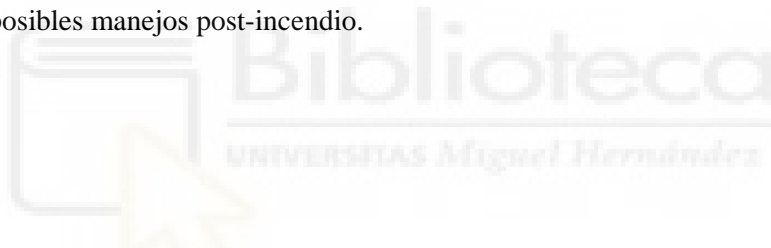


Figura 3: Localización de los puntos de muestreo (Fuente: Elaboración propia a partir de los datos de geolocalización de los puntos sobre imagen del Google Earth).

3. OBJETIVOS.

El objetivo general del trabajo es valorar el estado actual de los suelos y la vegetación en las zonas del Parque Nacional de Torres del Paine (Chile), que sufrieron un incendio en 2011. En nuestro caso el componente edáfico. Se pretende alcanzar dicho objetivo en base a una serie de objetivos específicos:

- Evaluar a través de una serie de análisis del suelo su situación en función de la zona afectada.
- Comparar estos resultados con los que se tienen de estudios en otras zonas, especialmente en suelos Mediterráneos.
- Proponer nuevos parámetros a analizar en las muestras en función de los resultados obtenidos.
- Con los resultados poder asesorar a los gestores del parque sobre el grado de vulnerabilidad de los suelos con el fin de protegerlos en futuros incendios y asesorar en posibles manejos post-incendio.



4. MATERIAL Y MÉTODOS.

4.1 Descripción de la zona de estudio.

El Parque Nacional Torres del Paine (PNTP), ubicado en la Provincia de Última Esperanza, corresponde a una de las 95 unidades pertenecientes al Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado de Chile (SNASPE). Con un territorio de 227.298 ha, comprende la cordillera Paine y su macizo. Este imponente escenario es un lugar donde puede haber mecanismo de ascenso y aplazamiento debido a los magmas graníticos, desde su fuente de origen hasta su ubicación final en la corteza superior.

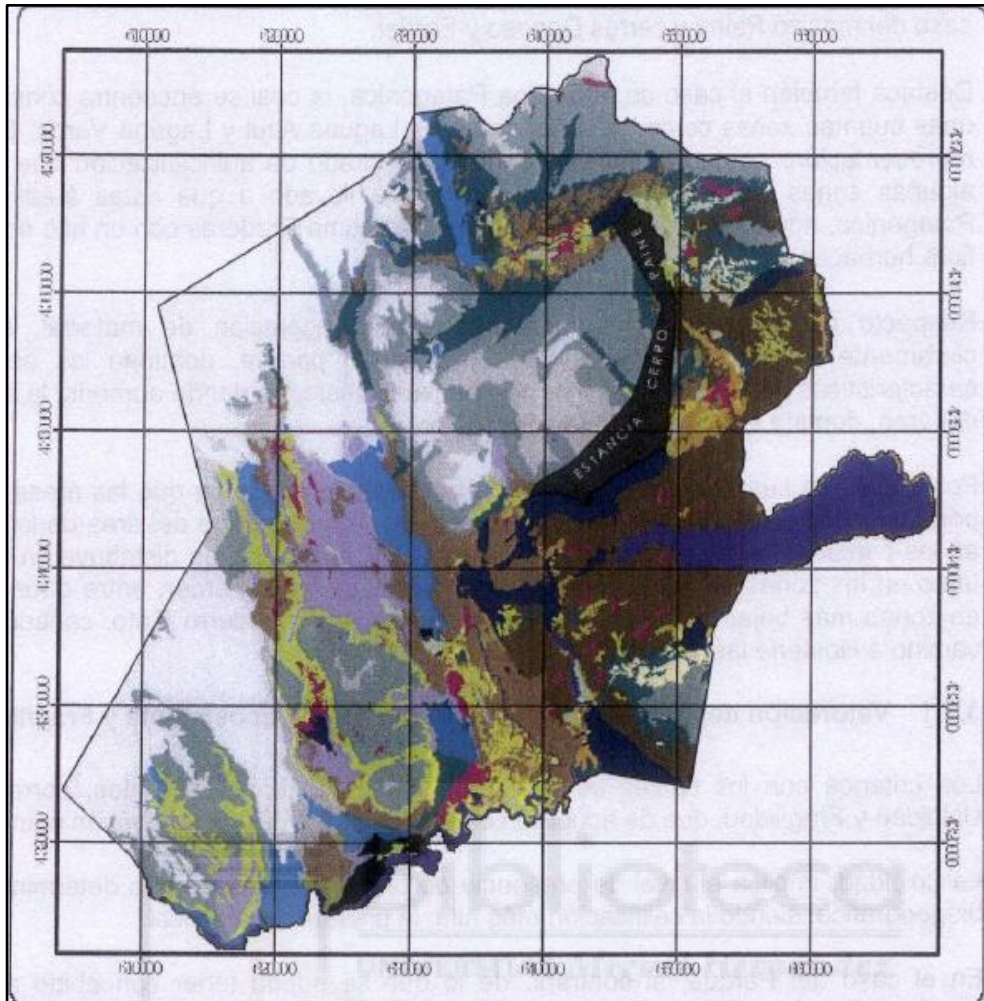


Figura 4: Mapa Ecosistemas de Torres del Paine (Fuente: Plan de Manejo Torres del Paine, 2007).

4.1.1 Localización.

El Parque Nacional Torres del Paine (PNTP) está ubicado en la comuna de Torres del Paine, Provincia de Última Esperanza, Región de Magallanes y Antártica Chilena, a una distancia de 80 kilómetros de Puerto Natales y a 400 kilómetros de la ciudad Punta Arenas. Sus coordenadas geográficas son las siguientes: entre los 50° 45' y 51° 20' de Latitud Sur y entre 72° 31' y 73° 22' de Longitud Oeste. La superficie total legal del Parque es 181.414 ha, mientras que la superficie total técnica y administrativa corresponde a 227.298 ha.

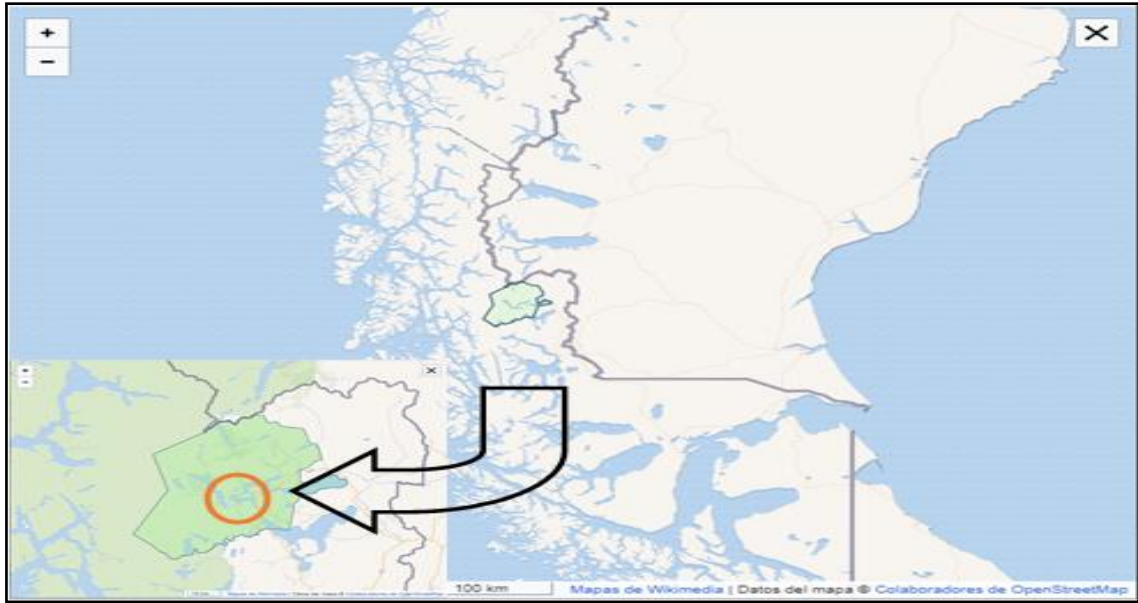


Figura 5: Localización de Parque Nacional de Torres del Paine (Fuente: Elaboración propia a partir del google maps).

4.1.2 Clima.

Según la clasificación climática de Köppen, el área que comprende el parque está incluida en la “zona de clima templado frío lluvioso sin estación seca”. Sin embargo, las condiciones climáticas son altamente heterogéneas, debidas a su diversa orografía y a la baja densidad de estaciones meteorológicas de funcionamiento continuo. Desde el punto de vista térmico, esta zona se caracteriza por registrar temperaturas frescas en verano, con menos de 15°C como temperatura máxima del mes más cálido (enero), y un invierno bastante riguroso con una temperatura mínima media para el mes más frío (julio) nunca inferior a los -2.5°C. Otra característica es la homogeneidad relativa que presentan las temperaturas durante estas estaciones al observarse variaciones que no sobrepasan los 12°C, con mínimas de -2.5°C y máximas de 8°C en invierno y mínimas de 3°C a máximas de 15°C durante el verano.

En cuanto a las precipitaciones, el parque está ubicado en la zona transicional bosque-estepa cuyas precipitaciones anuales varían entre los 1500 mm y los 300 mm (CONAF et al., 2020). Uno de los aspectos que definen el clima de este sector es la ausencia de vegetación seca. Se observa un máximo otoñal, con un promedio para los meses de marzo y abril cercano a los 80 mm, casi el doble de lo observado para el período julio-octubre, el menos húmedo. El máximo es producido durante el mes de marzo, con un promedio de 190 mm. El promedio anual supera los 50 mm mensuales. Existe un claro gradiente pluviométrico de Oeste a Este, siendo el sector occidental mucho más lluvioso que el oriental, asociado a masas de aire húmedas desde el pacífico. Como

promedio mensual, el cielo está cubierto por nubes alrededor de 22 días al mes, únicamente 1 día al mes el cielo está completamente despejado. Esto reduce la evaporación del agua de lluvia, por lo que, aunque las precipitaciones puedan ser bajas en algunas zonas del parque, el contenido de agua/humedad en el suelo será alto.

4.1.3 Geología y geomorfología.

Las Torres del Paine corresponden esencialmente, a un grupo de picos centrados en el sector de las Torres y los Cuernos, los cuales están separados entre sí por una serie de valles glaciares. El conjunto tiene en planta, una forma elíptica con un área aproximada de 100 km² y un eje mayor de 12 km con una orientación oeste-este. Destacan las paredes verticales de la topografía conformada por más de 50 cumbres intrusivas del Mioceno superior, asignadas al Granito de las Torres del Paine. Algunas de las cumbres, como las de los Cuernos del Paine, aún preservan relictos de la roca de caja cretácica.



Figura 6: Cuernos del Paine, PNTP (Fuente: Jorge Mataix-Solera, 2019)

Diversas teorías intentan explicar el ascenso del magma que da origen a los grandes cuerpos plutónicos como los batolitos, lopolitos y lacolitos. La más utilizada es la del ascenso diapírico gravitacional, en que el magma es impulsado por el contraste de densidad entre él y su roca de caja (Corry et al., 1988; Paterson y Vernon et al., 1995; Weinberg y Podiadchicov et al., 1994).

Por el hecho de que prácticamente todas las rocas expuestas en la región de Última Esperanza corresponden a sedimentos de la denominada Cuenca de Magallanes (Biddle et al., 1986), en términos generales, la evolución geológica puede dividirse en tres eventos tectono-estratigráficos mayores:

1. Extensión regional de un basamento metamórfico Paleozoico (Dalziel et al., 1974; Stern et al., 1976).
2. Subsistencia termal y descenso del nivel base por enfriamiento de la corteza oceánica recientemente generada (Haq et al., 1987).
3. Inversión tectónica que genera el cierre de la cuenca marginal, obducción de partes del miso oceánico (Farfán et al., 1994).

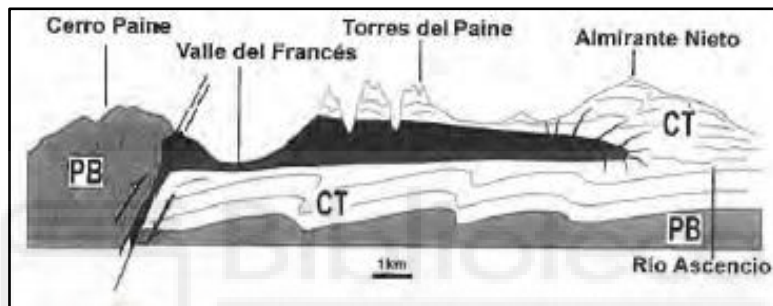


Figura 7: Diagrama que muestra sección esquemática del Granito de Torres del Paine (Fuente: Skarmeta, J. y Castell, C. et al., 1997).



Figura 8 y 9: Fotografías que ilustran el relieve y la geología de las Torres del Paine (Fuente: Plan de Manejo del PNTP, 2007).

El granito de las Torres del Paine está compuesto por dos unidades petrográficas mayores (Michael et al., 1983). La unidad principal es denominada “intrusivo Paine” y está compuesta por biotita y ortoclasa, rodeado por un halo marginal de aplitas. La unidad de menor distribución se denomina “Complejo Básico Paine”, y está compuesta por gabros y monzodioritas cuarcíferas.

4.1.4 Edafología.

Los tipos de suelo en la región según la Soil Taxonomy (SSS, 2014) varían desde Cryorthents y Udorthents hasta Haplocryolls (Díaz Vidal et al., 1959), es decir desde Entisoles (suelos recientes con escaso desarrollo) a Mollisoles, suelos con horizonte superficial móllico. También se podrá encontrar turba (Histosoles) de forma esporádica. Respecto a los Entisoles que aparecen en el PNTP, Cryorthents y Udorthents, en algunas zonas se trata de formaciones muy poco evolucionadas, con suelos desprovistos de su regolito y con poca aptitud para acoger formaciones vegetales. En el parque se encontrarán al sur y este del macizo y en las zonas montañosas donde han sufrido la abrasión de los glaciares y dinámicas periglaciares. En otros casos se desarrollan sobre depósitos aluviales, son suelos recientes y están sometidos continuamente a la deposición de los materiales que acarrear los ríos, principalmente en sus crecidas, o desviaciones de los cauces, por lo que estos suelos se localizan junto a los principales cursos y los meandros. Aunque son también suelos recientes, son relativamente profundos, cuentan con una gran capacidad de infiltración, por lo que reducen sensiblemente la disponibilidad hídrica de la vegetación que sobre ellos actúa.

Los Mollisoles (Haplocryolls), suelen estar localizados sobre relieves tabulares y un sustrato geológico de edad terciaria, localizándose principalmente entre comunidades de estepa o matorral xerófito. Se presentan sobre precipitaciones que oscilan entre los 200 y 300 mm, distribuidos irregularmente y con fuerte déficit estival acentuado por la acción del viento y una temperatura media para el mes más cálido de 12 a 15°C y heladas en los meses más fríos.

Según la información contenida en la Plan de manejo del PNTP de 2007 en algunas zonas se han descrito suelos podzólicos: Son típicos de los climas templados o templados fríos, en este caso estos no cuentan con una gran acumulación de elementos ferruginosos, silicatos y aluminios en su horizonte B, debido a una lixiviación deficiente. Presentan un horizonte superficial (A) modestamente desarrollado, predominan los podzoles grises de bosque y los pardos en lugares mejor drenados, se distribuyen en sectores con una precipitación anual superior a los 450 mm. Si bien esto último corresponde a clasificaciones antiguas de suelos, no tenemos datos para poder saber si podrían llegar a clasificarse como Spodosoles en Soil Taxonomy.

Por último, hay zonas con formaciones de turberas, en las que los horizontes presentan condiciones hidromorfas, ya que los procesos de descomposición de la materia orgánica se suceden de manera anaeróbica y lenta, siendo la carga orgánica muy abundante y ácida. En subhorizontes minerales su color es gris debido a la presencia de hierro ferroso. En el PNTP se localizan exclusivamente en aquellas zonas que presentan acusado endorreísmo, dando lugar a turbas.

4.1.5 Vegetación.

Climáticamente el parque está ubicado en la zona transicional bosque-estepa cuyas precipitaciones anuales varían entre los 1500 mm y los 300 mm. Dentro de esta zona de transición es posible encontrar 4 comunidades vegetales (CONAF et al., 2020):

- Matorral Preandino (Xerófilo y Mesófilo): Se presenta en mesetas y llanuras, la mayoría de los vegetales presentan adaptaciones destinadas a economizar agua, pues están expuestos al efecto directo del viento. Esta comunidad cubre más ampliamente los territorios del área protegida, con cerca de 47.800 ha (26%).
- Estepa Patagónica: Es la vegetación que cubre llanuras y mesetas en la región, en la cual la nieve es de moderada a abundante, con altas velocidades de viento durante todo el año. P ~ 400 mm.
- Bosque Magallánico Deciduo: Se incluyen en esta provincia biótica todas las comunidades arbóreas, en las cuales la Lengua *Nothofagus pumilio* junto con *Nothofagus betuloides* son las predominantes con 11.939 ha (6%).
- Desierto Andino: Son todos los territorios que, por efecto de las condiciones climáticas determinadas por la altitud, tienen una vegetación carente de árboles y arbustos altos. Las plantas viven gran parte del año en receso vegetativo, esta comunidad vegetal ocupa alrededor de 42.300 ha (18,6%).

Las principales especies del PNTP serán: *Anarthrophyllum desideratum* “Neneo Macho”, *Calceolaria uniflora* “Zapatito De La Virgen”, *Fuchsia magellanica* “Fucsia/Chilco”, *Adesmia boronoides* “Paramela”, *Gaultheria mucronata* “Chaura/Murta”, *Chloraea magellanica* “Orquídea porcelana”, *Embothrium coccineum* “Ciruelillo, Notro” y *Berberis microphylla* “Calafate”.



Figura 10: Vegetación presente en la zona 1 de muestreo. (Fuente: Jorge Mataix Solera, 2019).



Figura 11: Vegetación presente en la zona 2 de muestreo (antiguo bosque de matorral Ñirre), se observan restos arbóreos caídos afectados por el incendio del 1985 (Fuente: Jorge Mataix Solera, 2019).

4.2 Muestreo de campo y análisis de laboratorio.

En el entorno de cada punto indicado en el mapa ([Figura 3](#)) se tomaron a una distancia de unos 10 – 15 m un mínimo de dos muestras de suelo; de cada muestra nos quedábamos con los primeros 5 cm de suelo mineral que es la zona del perfil que más puede haberse visto afectada por el fuego. Cada día tras el muestreo y teniendo en cuenta que la cabaña que nos cedieron para alojarnos contaba con frigorífico, se tamizaban las muestras en fresco y se separaba una pequeña cantidad de cada una (alícuota) que se guardaba en la nevera dado que entre otros muchos análisis se

quieren realizar estudio de parámetros microbiológicos, el resto de la muestra se dejaba secando al aire durante el resto de los días de la estancia. En la [Tabla 1](#) del anexo se indica una serie de datos de campo para cada uno de los puntos de muestro (localización, tipo de vegetación, severidad de quemado, etc.). En total se tomaron 69 muestras alteradas más una serie de muestras inalteradas (cilindros) en una selección de puntos. La principal diferencia entre las zonas es la vegetación, siendo de transición entre estepa patagónica y matorral preandino xerófilo en la zona 1 de estudio, la zona 2 está más dominada por matorral (xerófilo y mesófilo), las zonas 3 y 4 de estudio eran predominantemente de matorral mesófilo y bosque, y la zona 5 bosque magallánico de baja densidad.



Figura 12: Recogida de muestras en zona 1, transición entre estepa y matorral preandino xerófilo (Fuente: Jorge Mataix Solera, 2019).



Figura 13: Muestra de suelo quemado recogida en la zona 3 junto con el material de recogida (Fuente: Jorge Mataix Solera, 2019).



Figura 14: Muestra de suelo quemado de la zona 2 de estudio (Fuente: Jorge Mataix Solera, 2019).

Debemos indicar que en un principio se quería haber tomado un mayor número de muestras, sin embargo, una serie de circunstancias no nos lo permitió. En primero lugar, los disturbios iniciados en Chile justo cuando íbamos a iniciar la campaña de campo provocaron, debido a los toques de queda y cierre de aeropuertos, que de cinco personas que íbamos a participar en el muestreo nos quedásemos solo dos ya que el resto no pudieron salir de Santiago de Chile, se trató de esperar algún día por si podían volar, pero finalmente decidimos empezar solo los dos que estábamos debido a los permisos, disponibilidad de tiempo y las previsiones meteorológicas. Esta limitación, dos personas para todo el trabajo de campo, teniendo que cargar con el peso de las muestras en mochilas fue el principal factor limitante. La presencia de pumas en estado salvaje en el parque nos obligaba a llevar cuidado y en ocasiones uno debía vigilar mientras el otro muestreaba. En cualquier caso, debemos decir que consideramos que las muestras son representativas de cada una de las 5 zonas. En los pocos rodales o zonas no quemadas disponibles, las muestras recogidas eran compuestas (de varios puntos), para aumentar la representatividad de la referencia no quemada.

En las 69 muestras de suelo tomadas en campo, se están analizando multitud de propiedades de los cuales los siguientes parámetros son los que corresponden al presente TFG: Contenido de Materia Orgánica (MO), Conductividad Eléctrica (CE), pH y la Repelencia al agua (Hidrofobicidad).

- Conductividad Eléctrica (CE) y pH: La conductividad eléctrica fue determinada en extracto acuoso con agua desionizada (1:5 p/v) mediante un conductivímetro, por su parte, el pH también fue medido con extracto acuoso con agua desionizada (1:2,5 p/v) mediante el uso de un pH-metro.
- Contenido de Materia Orgánica (MO): La materia orgánica fue determinada mediante oxidación con dicromato potásico y posterior valoración con sulfato ferroso amónico (Nelson y Sommers, 1982).
- Repelencia al agua (Hidrofobicidad): La repelencia al agua del suelo fue determinada midiendo el tiempo de penetración de la gota de agua en el suelo (WDPT) (Wessel et al., 1988). Se utilizaron aproximadamente 10 g de suelo tamizados a (<2 mm) en un disco de plástico cuyo diámetro es 50 mm, y se deja durante 24 horas en el laboratorio con una atmósfera controlada (20°C y 50% de humedad relativa) para establecer las mismas condiciones en todas las muestras (Doerr et al., 2002). Para cada muestra se realizó un promedio de entre tres gotas y el valor resultante es el WDPT de la muestra, que se clasificó de acuerdo con Bisdorf et al. (1993): Sin repelencia o hidrofílico (WDPT ≤ 5 segundos), ligeramente repelente al agua (WDPT: 6 – 60 segundos), fuertemente repelente al agua (WDPT: 60 – 600 segundos), severamente repelente al agua (WDPT: 600 – 3600 segundos) y extremadamente repelente al agua (WDPT > 3600 segundos).

Tabla 1. WDPT. Clasificación según los tiempos (segundos) de penetración (Bisdorf et al. 1993).

	Hidrofílico	Hidrofóbico (Repelente al agua)								
		ligera			fuerte			severa		extrema
Clases WDPT (s)	≤ 5	10	30	60	180	300	600	900	3600	>3600
Intervalos WDPT (s)	≤ 5	6-10	11-30	31-60	61-180	181-300	301-600	601-900	901-3600	>3600

- Textura: La textura del suelo se realizó con muestras compuestas de cada zona para obtener una caracterización de la textura por cada zona de estudio. La textura se midió por el método del densímetro Bouyoucos tras la eliminación de la materia orgánica del suelo con agua oxigenada y la dispersión del suelo con hexametáfosfato sódico (Gee y Bauder 1986). Con los datos del porcentaje de arcilla, limo y arena se clasificó la textura según la USDA.

4.3 Análisis estadístico.

Para comparar las medias de los parámetros entre los grupos de suelo quemado y no quemado se utilizó un t-Test para muestras independientes. El ajuste de los datos a una distribución normal se verificó con la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Cuando fue necesario,

los datos analíticos se transformaron utilizando logaritmos para asegurar una distribución normal. Se calcularon los coeficientes de correlación de Pearson (r) para cuantificar la relación lineal entre los parámetros. Los análisis estadísticos se realizaron con el paquete SPSS 14 (© SPSS Inc, 1989).

5. RESULTADOS.

5.1 Propiedades medidas.

Como hemos indicado previamente, debido a la excepcional situación provocada por la COVID-19, nos hemos visto obligados a reducir el número de propiedades a incluir en este TFG.

A continuación, se muestran los resultados obtenidos de medir los siguientes parámetros: Textura, pH, Conductividad eléctrica (CE), Materia orgánica (MO) y Repelencia al agua (RA), además se muestran los datos de campo del porcentaje estimado del suelo desnudo en cada una de las zonas afectadas por el fuego, datos estos últimos facilitados por el equipo chileno y que nos ayudarán a explicar parte de los resultados obtenidos.

5.1.1 Textura del suelo.

En la siguiente tabla se muestran los porcentajes de arena, limo y arcilla medidos para cada una de las zonas, así como la clase textural según la USDA. Los resultados corroboran las apreciaciones en campo sobre la naturaleza arenosa de los suelos con porcentajes de arena elevados. Estos datos junto con el elevado contenido en general de materia orgánica nos ayudarán a comprender mejor los resultados obtenidos de repelencia al agua de los suelos.

Tabla 2. Textura de los suelos de las 5 zonas

Zona	Arena	Limo	Arcilla	Clase textural (USDA)*
1	68	18	14	Franco arenosa
2	66	22	12	Franco arenosa
3	52	38	10	Franca
4	46	38	16	Franca
5	64	20	16	Franco arenosa

* Arena: 2–0.05 mm; limo: 0.05–0.002; arcilla <0.002 mm

5.1.2 pH.

Como se puede observar en la [Figura 15](#), el pH de los suelos del parque es ligeramente ácido sin mostrar diferencias significativas entre muestras quemadas y no quemadas. Se mantiene en el rango comprendido entre 5,2-6,8.

En los primeros meses posteriores al incendio, cuando aún es visible la presencia de cenizas, podemos llegar a encontrar un aumento del pH del suelo, en nuestro caso ya han pasado 9 años desde el incendio, por lo tanto, es normal que el pH se haya estabilizado.

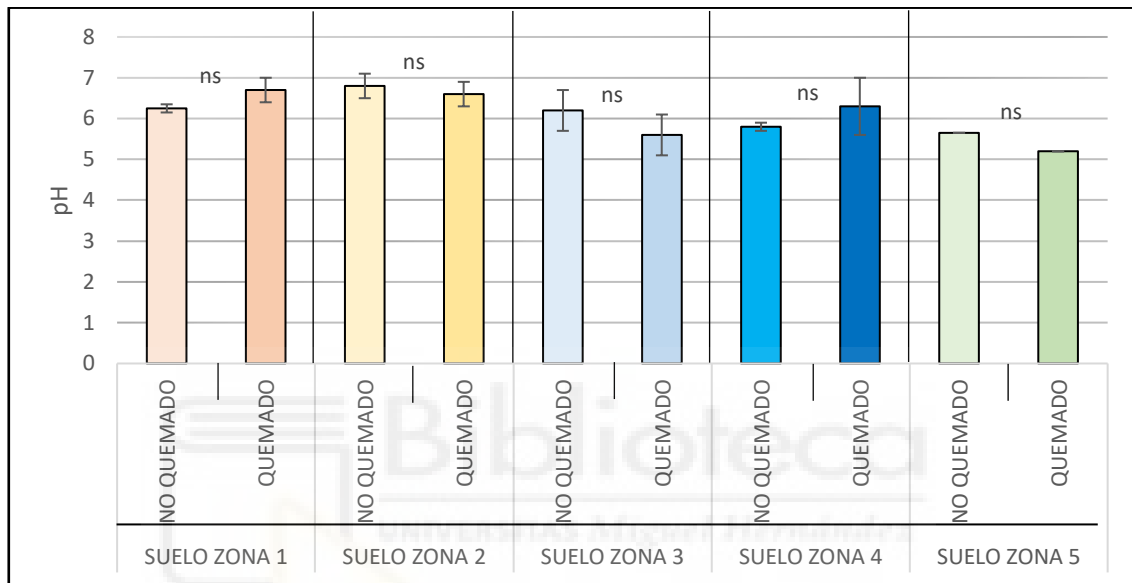


Figura 15: pH del suelo medido en las 5 zonas de estudio, diferenciado entre las muestras quemadas y no quemadas. Media y desviación estándar: ns: diferencias no significativas: *, **, *** diferencias significativas a $P < 0,05$, 0,01 y 0,001 respectivamente.

5.1.3 Conductividad eléctrica.

Los resultados de la conductividad eléctrica se muestran en la [Figura 16](#). En general los suelos de la zona presentan valores bajos ($< 250 \mu\text{S}/\text{cm}$), típicos en suelos forestales, sin diferencias significativas entre quemados y no quemados. Estas conductividades eléctricas indican un bajo contenido en sales disponibles (nutrientes).

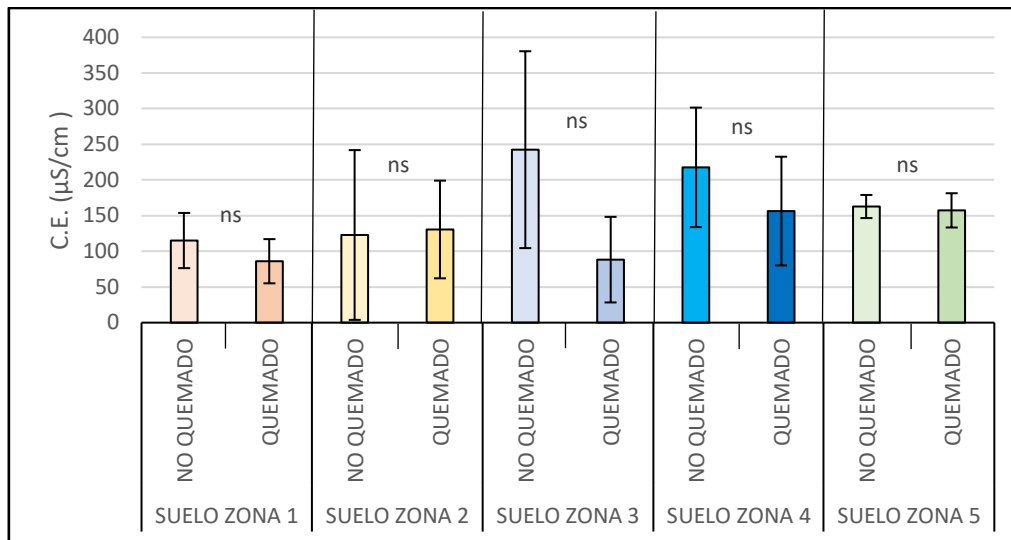


Figura 16: Conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) medido en las 5 zonas de estudio, diferenciando entre las muestras quemadas y no quemadas. Media y desviación estándar; ns: diferencias no significativas: *, **, *** diferencias significativas a $P < 0,005$, $0,001$ y $0,001$ respectivamente.

5.1.4 Materia orgánica.

Los suelos muestran en general, aunque hay mucha variabilidad un alto contenido de materia orgánica, con un promedio de 10,5%, pero algunas zonas superan el 20%. En cuanto a las diferencias encontradas entre las muestras quemadas y las no quemadas de las distintas zonas (Figura 17), tenemos 3 zonas con valores más bajos, reducciones en torno a la mitad de MO en los suelos quemados (Zonas 1, 3 y 4) y con diferencias estadísticamente significativas. La zona 1, es además la que menor contenido de MO presenta. Esta pérdida de MO puede haber sido debida a efectos directos del incendio o a procesos erosivos post-incendio.

Con respecto a las demás zonas de muestreo, se ha encontrado un aumento en la MO en las zonas quemadas con respecto a las no quemadas (Zonas 2 y 5), sin embargo, en la 2 debido a alta variabilidad la diferencia no es estadísticamente significativa.

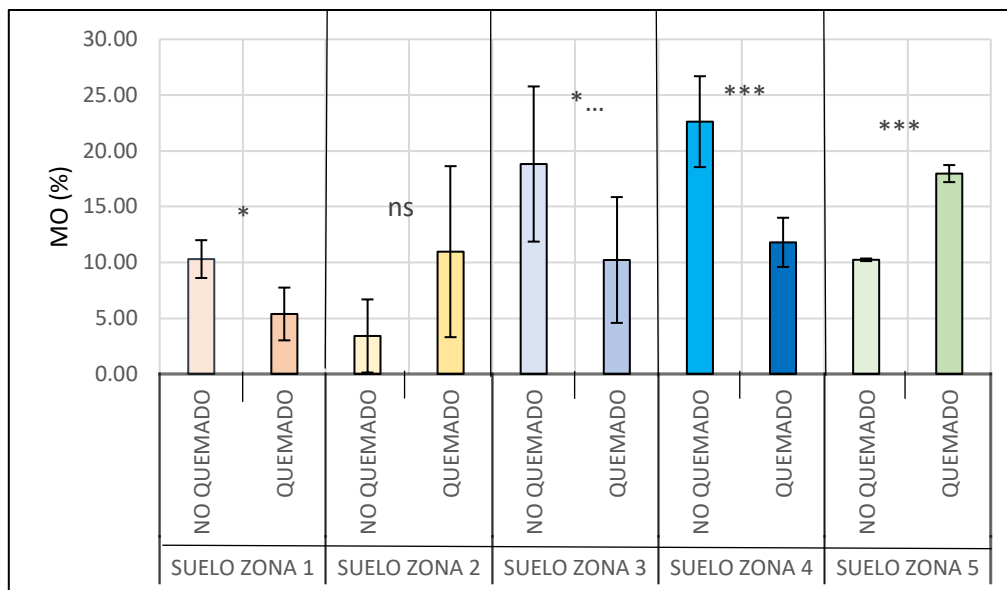


Figura 17: Contenido de materia orgánica (%) medido en las 5 zonas de estudio, diferenciando entre las quemadas y no quemadas. Media y desviación estándar; ns: diferencias no significativas; *, **, *** diferencias significativas a $P < 0,005$, $0,01$, $0,001$ respectivamente.

5.1.5 Repelencia al agua

Los suelos analizados presentan una clara repelencia al agua ([Figura 18](#)).

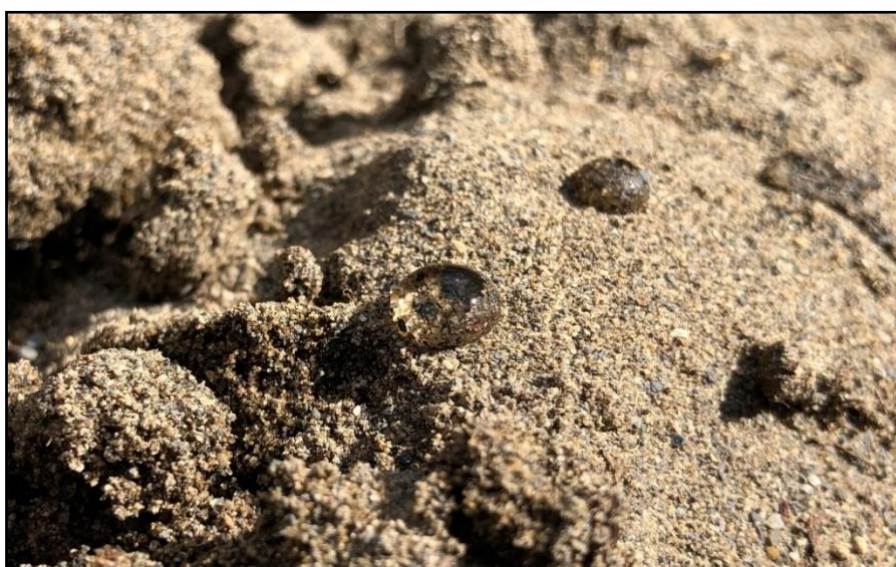


Figura 18: Gotas de agua en suelo hidrofóbico, PNTTP (Fuente: Jorge Mataix Solera).

Más del 75% de las muestras, presentan hidrofobicidad tanto en quemados como en no quemados (Figura 19), sin encontrar diferencias significativas entre ellos. Estos suelos tienen una hidrofobicidad natural, es decir, no ha sido causada por los incendios.

En esta figura hemos englobado todos los datos con la finalidad de esclarecer el porcentaje total de suelo hidrofóbico, obteniendo un 24,6% de los suelos sin hidrofobicidad (< 5 s) y, por lo tanto, un 75,4% hidrofóbicos, con distinto grado de repelencia el agua.

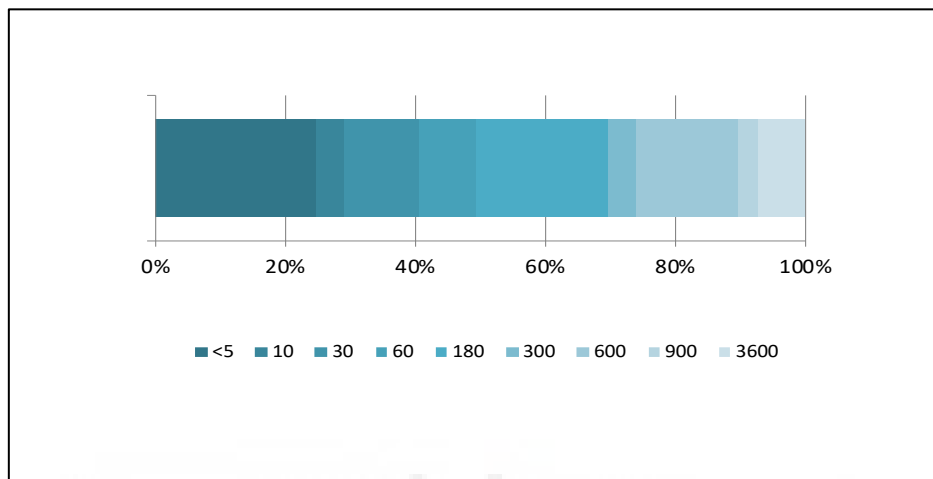


Figura 19: Distribución porcentual de las muestras según su grado de repelencia al agua (hidrofobicidad). Solo las de la clase <5 s son hidrofílicas.

En la Figura 20 podemos observar el carácter hidrofóbico de los suelos por cada una de las zonas. Por zonas nos encontramos que de la zona 1 a la 5 el porcentaje de muestras hidrofóbicas es: 79, 67, 76, 75 y 100% respectivamente.

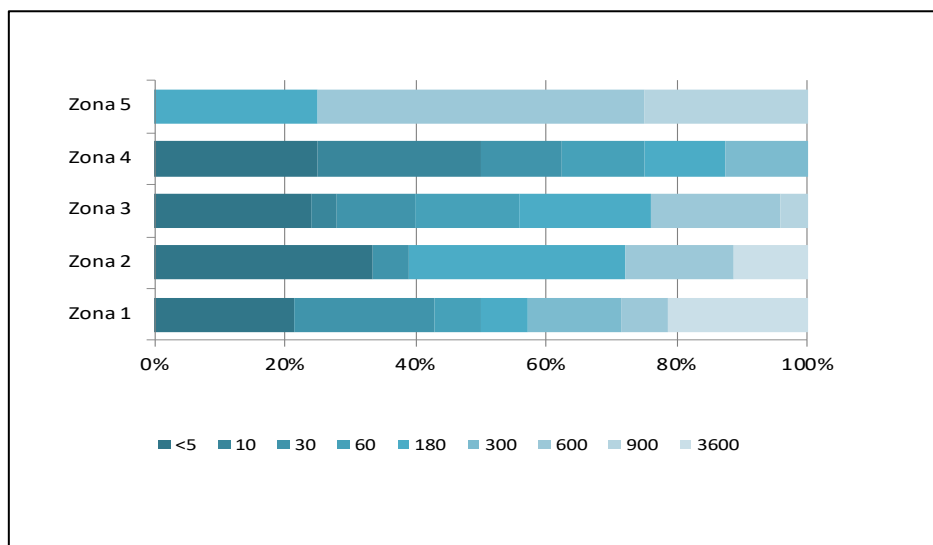


Figura 20: Distribución porcentual de las muestras según su grado de repelencia al agua (hidrofobicidad) por zona de estudio. Solo las de la clase <5 s son hidrofílicas.

5.1.6 Relaciones entre la materia orgánica y la repelencia al agua .

En la [figura 21](#), mostramos el contenido de materia orgánica y el pH por clase de repelencia al agua (WR Class).

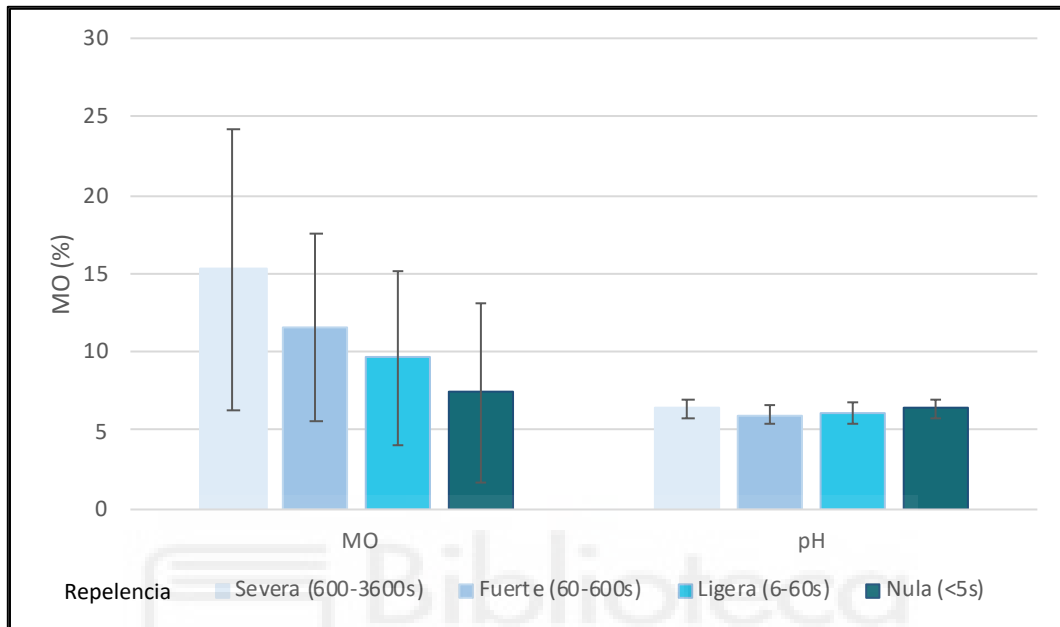


Figura 21: Contenido de MO y pH del suelo por tipos de repelencia al agua incluyendo la totalidad de las muestras analizadas.

Se observa que los valores promedio del contenido de MO son mayores en las muestras más repelentes, aunque las diferencias entre grupos no son estadísticamente significativas debido a la variabilidad de los datos. No se observa sin embargo ninguna relación con el pH.

Haciendo un análisis de correlación, en la [Figura 22](#) se muestra la relación entre la MO y la repelencia al agua agrupando las muestras de todas las zonas. Se observa una cierta correlación positiva pero no muy buena.

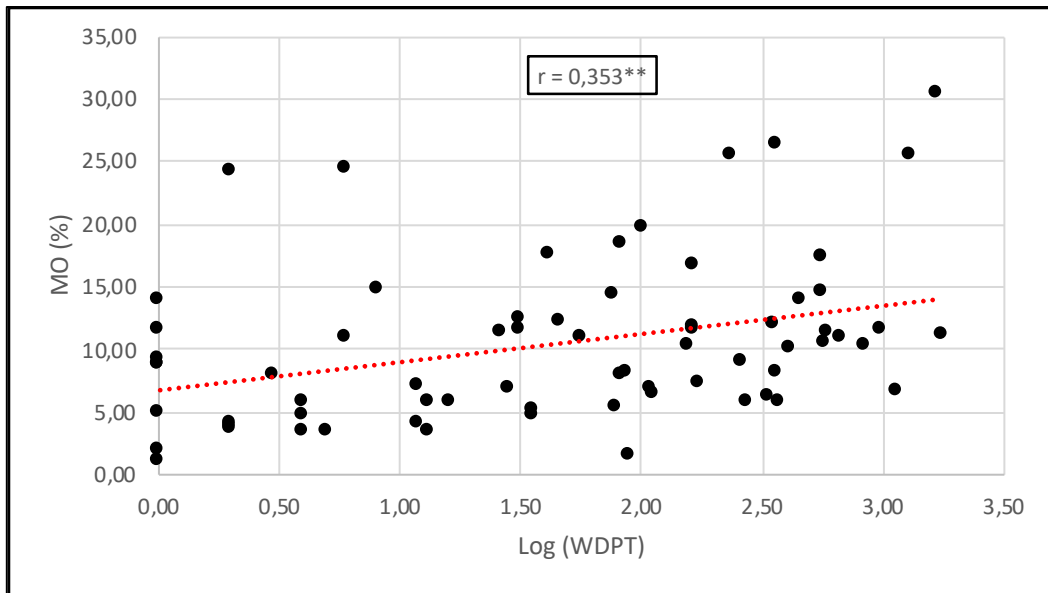


Figura 22: Relación entre la MO (%) y la repelencia al agua (Log (WDPT s) utilizando todos los datos de todas las zonas.

Sin embargo, si realizamos este análisis de correlación por zonas nos encontramos que en el caso de la zona 1 la correlación mejora mucho (Figura 23), siendo esta zona la más homogénea en cuanto al tipo de vegetación.

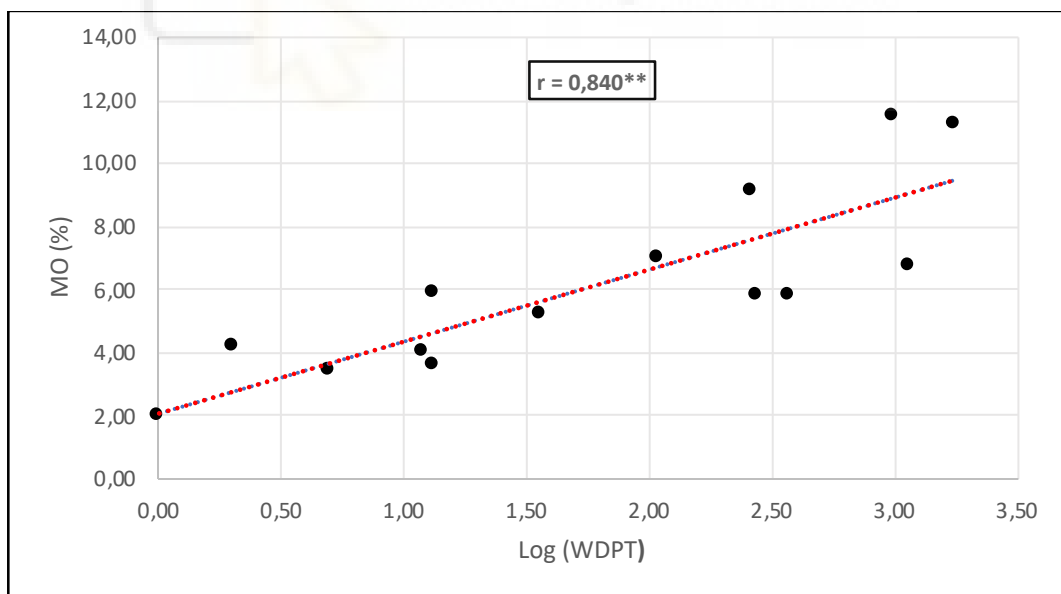


Figura 23: Relación entre MO (%) e Hidrofobicidad (Log (WDPT s) en la Zona 1 del estudio, con predominancia de cobertura vegetal Estepa.

Estas correlaciones van desapareciendo en la medida que en las demás zonas la vegetación está formada por distintos estratos, herbáceo, arbustivo y/o arbóreo, y por tanto aportando materia orgánica más heterogénea (de distinta naturaleza) al suelo.

5.2. Porcentaje de suelo desnudo.

De los datos aportados sobre cobertura vegetal por el grupo chileno, mostramos aquí el dato del promedio de suelo desnudo estimado en campo por cada una de las zonas de estudio a los 9 años después del incendio (Figura 24). Hay 4 zonas que se han recuperado bastante bien en lo que se refiere a cobertura vegetal, en cambio, la zona 1 muestra todavía más de un 30% de suelo descubierto.

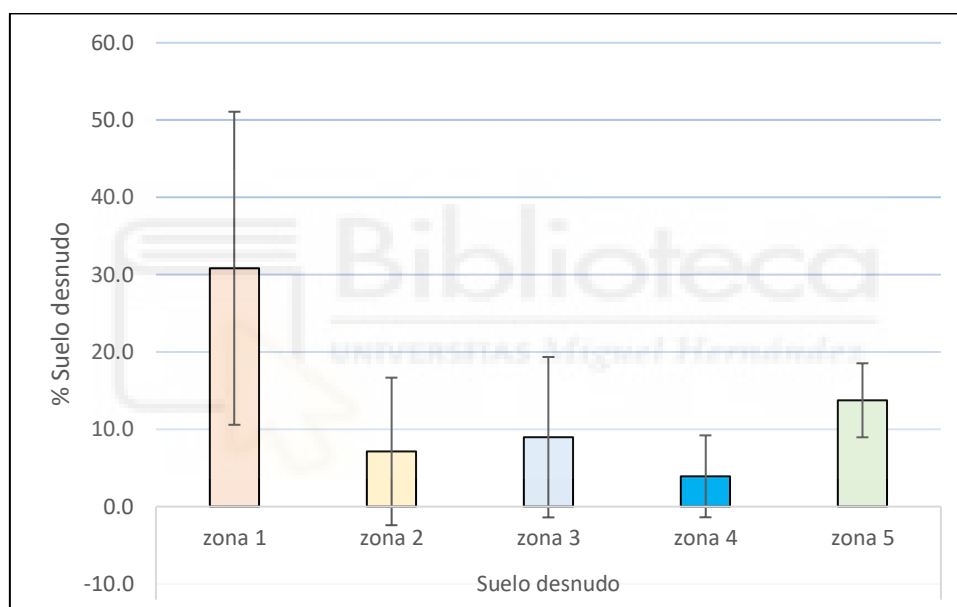


Figura 24: Porcentaje de suelo desnudo en las 5 zonas del estudio.

6. DISCUSIÓN.

En nuestro estudio, el pH tiene un valor promedio ligeramente ácido, 6,2. Por su parte, los valores de conductividad eléctrica (CE) son bajos $< 250 \mu\text{S}/\text{cm}$. Los resultados de estos parámetros no presentan diferencias significativas entre zonas quemadas y sus respectivos controles no quemados, por lo que podemos asumir que el suelo ha recuperado los valores originales durante estos años desde el incendio. La conductividad eléctrica del suelo nos indica la concentración de sales solubles, junto con el pH, estos dos parámetros suelen aumentar como consecuencia de la solubilización de compuestos procedentes de las cenizas, y este aumento suele ir desapareciendo con el tiempo, y a medio-largo plazo los niveles de pH y CE se suelen recuperar

(Mataix-Solera et al., 2002b). Sin embargo, no siempre debemos considerar esa recuperación como algo positivo. Quien está causando ese aumento de pH y de CE son en muchos casos nutrientes que han sido aportados al suelo vía cenizas. En ocasiones una rápida recuperación es debida a la erosión de las cenizas, lo cual significa un empobrecimiento del ecosistema (Mataix-Solera, 1999), aunque también puede ser debida a la incorporación de los nutrientes en la nueva vegetación que está creciendo, o el lavado de sales a través del perfil del suelo. En nuestro caso y considerando que en varias zonas ha habido procesos erosivos, pero también una cierta recuperación de la cobertura vegetal, podríamos considerar que ha ocurrido una combinación de ambos procesos.

El carbono orgánico es un factor que puede ser modificado drásticamente por el fuego, el principal factor que afecta al resultado es la intensidad del fuego (liberación de energía) y la severidad con la que afecta al suelo (grado de afectación dependiente de las temperaturas alcanzadas en el suelo y el tiempo de residencia de determinadas temperaturas) (Fernández et al., 1997). En incendios de baja intensidad en la cuenca mediterránea se han encontrado en ocasiones incrementos del carbono orgánico, procedentes de la vegetación parcialmente pirolizada. Sin embargo, en el caso de los incendios de alta intensidad se reduce el contenido en carbono orgánico debido a la combustión de los horizontes orgánicos, y la materia orgánica edáfica de los primeros centímetros de suelo mineral (Fernández et al., 1997; Mataix-Solera et al., 2002a). Estudios de evaluación realizados en el PNTP posteriores al incendio, no encontraron diferencias iniciales en el carbono orgánico del suelo, pero fueron hechos con muestras tomadas a profundidades de 20 y 40 cm (Bonilla et al. 2014), profundidades que raramente se ven afectada por el fuego.

Los suelos estudiados en el PNTP muestran en general elevados contenidos de materia orgánica, lo cual a priori les da una cierta resiliencia a una perturbación como es el fuego. El promedio de MO en los 5 primeros centímetros es del 10,5%, y según nuestros datos ha aumentado en dos de las zonas (Rivas et al., 2012). Preocupa sin embargo especialmente la zona 1 del estudio con una estructura vegetal transicional entre estepa y matorral xerófilo, donde la materia orgánica post-incendio se ha visto reducida a la mitad, ha pasado de tener 10,3% a 5,4%. Además, en la recogida de muestras del 2019 se observó que en esta zona había aún un 33% de suelo desnudo. Los suelos desnudos producto de los incendios en el PNTP han demostrado tener altos niveles de erosión hídrica (Bonilla et al. 2014). Esta reducción en los primeros 5 cm del suelo es mayor que la observada en zonas Mediterráneas quemadas con alta intensidad (Mataix-Solera et al., 2002a). También preocupa la zona 3, donde la materia orgánica ha pasado de ser 18,82% previa al incendio a ser de 10,2% post-incendio, con una vegetación más heterogénea (matorral Ñirre) y la zona 4, donde la materia orgánica se ha visto reducida también a la mitad, aunque partiendo de los valores más elevados; de 22,6% a 11,8%, con una vegetación también heterogénea (matorral Ñirre-notro). Por las observaciones de campo, y la presencia de altos

valores de repelencia al agua en estos suelos, pensamos que los descensos de materia orgánica son más debidos a procesos erosivos posteriores al fuego que a directos por la combustión. La erosión afecta a la zona del perfil donde más materia orgánica hay, los primeros centímetros de suelo mineral.

En cuanto a la repelencia al agua o hidrofobicidad, viene determinada por muchos factores. Es una propiedad muy sensible al fuego, y los incendios en muchos casos la suelen producir en suelos inicialmente hidrofílicos, aumentarla si ya estaba presente, pero si las temperaturas son muy elevadas la pueden disminuir e incluso destruir, ya que se debe a compuestos orgánicos (Arcenegui et al., 2007). También depende mucho del tipo de suelo y sus propiedades, que pueden controlar su desarrollo durante el incendio (Mataix-Solera et al., 2008). En los suelos hidrofóbicos, la infiltración puede verse retardada o impedida (Brandt et al., 1969), dependiendo de su persistencia el agua tardará más o menos en penetrar en el suelo (desde varios segundos hasta incluso días) (Schreiner y Edmun, 1910) o entrará en el perfil del suelo por flujos preferenciales si esta es heterogénea en superficie con parches hidrofílicos e hidrofóbicos. En nuestro caso, hemos encontrado hidrofobicidad en el 75 % de las muestras, incluyendo las no quemadas y sin mostrar diferencias significativas entre quemados y no quemados. Los datos indican que estos suelos presentan hidrofobicidad de manera natural y las diferencias en persistencia viene principalmente condicionadas por el contenido y tipo de materia orgánica. La naturaleza arenosa de estos suelos junto con el elevado contenido de materia orgánica los hace muy susceptibles a desarrollar esta propiedad. Los suelos arenosos tienen baja superficie específica y por tanto no es necesaria mucha cantidad de compuestos orgánicos hidrofóbicos para hacerlos repelentes al agua (Doerr et al., 2000). Las correlaciones con el contenido de materia orgánica no son siempre buenas ya que es más dependiente del tipo (calidad) de materia orgánica que del contenido, pero lógicamente a mayor contenido de materia orgánica más probabilidad de tener más compuestos hidrofóbicos (Mataix-Solera et al., 2007). Esto se observa muy bien cuando comparamos las correlaciones entre MO y repelencia al agua utilizando los datos de todas las zonas o separado por zonas. Las correlaciones salen mejor cuando tenemos más homogeneidad en la vegetación y no salen bien cuando hay más heterogeneidad y por tanto más tipos de materia orgánica diferentes como inputs al suelo. Los datos contrastan con los observados en suelos Mediterráneos donde en diferentes estudios se han encontrado que los suelos no quemados presentan repelencia al agua en torno a un 20-30% de las muestras (Cerdà et al., 2008), y los incendios suelen inducir la o incrementarla hasta en un 70-80% tras el paso del fuego (Doerr et al., 2000; Arcenegui et al., 2008). En una situación con una vegetación establecida el agua tarde o temprano infiltra en el suelo, más por unas zonas que por otras, pero no plantea un problema. El problema viene cuando suelos ya de por sí con esta propiedad pierden la cubierta vegetal como es el caso de un incendio. Esto los hace muy susceptibles a sufrir pérdidas de suelo y agua por

escorrentía y erosión hídrica. En estas circunstancias son recomendables tratamientos a corto plazo de protección del suelo.

Por lo tanto, habremos de considerar este tipo de actuaciones destinadas a evitar los problemas asociados a una elevada hidrofobicidad como serán una baja tasa de infiltración y una elevada escorrentía superficial durante las precipitaciones posteriores al incendio. Estas actuaciones pueden ser la incorporación de algún acolchado mulch, que puede ser de paja o de astilla de madera. Según De la Rosa et al. (2019) la aplicación de mulch reduce de manera drástica la pérdida de materia orgánica del suelo y mejora su capacidad de retención hídrica lo que contribuye a reducir la erosión por escorrentía. Estos tratamientos también suelen generar un pequeño aumento en la actividad microbiana motivado por mayor conservación de la humedad del suelo, además de los aportes de nutrientes que realizan las cenizas del incendio si permanecen en el suelo y se van incorporando poco a poco (Harmon et al., 1986; Grove, 2003; Maser y Trappe, 1984).

En el caso del PNTF no se realizó ningún tratamiento post-incendio en las zonas estudiadas, como podría haber sido la aplicación de mulch. Pero tampoco se realizaron actuaciones de extracción de madera quemada, algo que se ha comprobado perjudicial para el suelo y el ecosistema en zonas mediterráneas (Donato et al., 2006; Lindenmayer y Noss, 2006; Castro et al., 2010, 2011; García-Orenes et al., 2017). El hecho de dejar los troncos quemados sobre el suelo favorece un aporte de nutrientes constante a lo largo de los años (Harmon et al., 1986) y favorecer la actividad microbiana (Coleman et al., 2004).

7. CONCLUSIONES.

Con los resultados de los parámetros que hasta la fecha hemos podido realizar, podemos concluir que tres de las cinco zonas estudiadas han sufrido un impacto negativo en el suelo, como es la pérdida de contenido de materia orgánica, con las repercusiones que ello conlleva al estar esta propiedad íntimamente relacionada con la mayoría de las propiedades edáficas. Preocupa especialmente la zona 1, ya que es la que partía de un menor contenido, el cual se ha visto reducido a la mitad y casi 9 años después del incendio es la que presenta un mayor porcentaje de suelo desnudo (> 30%). Estos efectos son atribuibles principalmente a efectos indirectos del fuego como es la pérdida por erosión hídrica, situación favorecida por la naturaleza hidrofóbica de estos suelos que los hacen más vulnerables a cualquier perturbación que suponga la eliminación temporal de la cubierta vegetal (Bonilla et al. 2014). Son necesarios más análisis de los suelos para tener un mejor diagnóstico de su estado y de esta manera poder hacer recomendaciones más precisas sobre cuáles serían los mejores manejos para el suelo en futuros posibles incendios en la zona.

8. PROYECCIÓN FUTURA.

Como indicábamos anteriormente, completar los análisis de los parámetros que inicialmente se tenía previsto, junto con alguno más a la vista de los resultados que tenemos hasta la fecha sería lo más apropiado para poder concluir el trabajo. En este sentido un aspecto interesante sería ver cuál es la estabilidad de los agregados del suelo y qué papel está jugando la hidrofobicidad en esta propiedad tan relacionada con la erosionabilidad de los suelos. Por otro lado, es necesario conocer datos sobre la microbiología del suelo. Para ello, estudiar la biomasa microbiana, su actividad, así como la estructura de la población microbiana sería de alto interés. Estudios sobre la calidad de la materia orgánica y su relación con la repelencia al agua también podrían aportar información relevante, así como contrastar todos los resultados con el estudio del grupo chileno sobre el efecto del fuego en la vegetación y la necesidad o no de ayudar mediante reforestación en los casos que sea necesario, teniendo en cuenta que éste no es un ecosistema tan adaptado al fuego como puede ser el mediterráneo.



9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

- Arcenegui, V., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Zornoza, R., Mataix-Beneyto, J., García-Orenes, F., 2008. Immediate effects of wildfires on water repellency and aggregate stability in Mediterranean calcareous soils. *Catena* 74, 219–226.
- Arcenegui, V., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Zornoza, R., Mayoral, A.M., Morales, J., 2007. Factors controlling the water repellency induced by the fire in calcareous Mediterranean forest soils. *Eur. J. Soil Sci.* 58, 1254-1259.
- Archibald, S., Lehmann, C., Gómez-Dans, J.L., Bradstock, R.A., 2013. Defining pyromes and global syndromes of fire regimes. *Proceedings of the national Academy of Sciences of the United States of America-PNAS* 110 16, 6442–6447.
- Belcher, C.M., 2013. *Fire Phenomena and the Earth System: An Interdisciplinary Guide to Fire Science*, First edition John Wiley and Sons, Ltd.
- Bisdorf, E.B.A., Dekker, L.W., Schoutte, J.F.T., 1993. Water repellency of sieve fractions from Sandy soils and relationships with organic material and soil structure. *Geoderma* 56, 105-118.
- Brandt, G.H., 1969. Water movement in hydrophobic soils. In: *Proceedings of symposium on water repellent soils*. Riverside, California, 91-115.
- Castillo, M.E., Julio, G.H., Garfias, R., 2015. Current wildfire risk status and forecast in Chile, progress and future challenges. In: Paton, D., Shroder, J.F. (Eds.), *Wildfire Hazards, Risks and Disasters*, Chapter 4, Elsevier, pp. 59–75.
- Castro, J., Allen, C.D., Molina-Morales, M., Marañón-Jiménez, S., Sánchez-Miranda, A., Zamora, R., 2011. Salvage logging versus the use of burnt Wood as a nurse object to promote post-fire tree seedling establishment. *Restor. Ecol.* 19, 537-544.
- Castro, J., Moreno-Rueda, G., Hodar, J.A., 2010. Experimental test of postfire management in pine forests: impact of salvage logging versus partial cutting and nonintervention on bird-species assemblages. *Conserv. Biol.* 24, 810-819.
- Cerdà, A., Doerr, S.H., 2008. The effect of ash and needle cover on Surface runoff and erosion in the immediate post-fire period. *Catena*, 74, 256-263.
- Certini, G., 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143, 1-10.
- Chenu, C., Le Bissonnais, Y., y Arrouays, D., 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 1479-1486.
- Coleman, D.C., Crossley Jr., D.A., Hendrix, P.F., 2004. *Fundamentals of Soil Ecology*. Esvier/Academic Press, Boston.
- CONAF, 2020. <http://www.conaf.cl/incendios-forestales/incendios-forestales-en-chile/>, 25/May/2020.
- Corry, C.E., 1988. Laccoliths: Mechanisms of emplacement and growth. *Geological Society of America*, Special Paper, Vol. 220, 110 p.
- Dalziel, I.W.D., De Wit, M.J., Palmer, K.F., 1974. Fossil Marginal basin in the southern Andes. *Nature*, Vol. 250, No. 5464, p. 291-294.
- De la Rosa, J.M., Jiménez-Morillo, N.T., González-Pérez, J.A., Almendros, G., Vieira, G., Knicker, H., Keizer, J., 2019. Mulching-induced preservation of soil organic matter quality in a burnt eucalypt plantation in central Portugal. *Journal of Environmental Management*. Vol. 231, 1135-1144.

- DeBano, L.F., 2000. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments. A review. *J Hydrol* 231–232, 195–206.
- Dekker, L.W., Jungerius, P.D., 1990. Water repellency in the dunes with special reference to the Netherlands. *Catena*, 18, 173-183.
- Díaz Vidal, C., Avilés Sommers, C., Roberts, R.C., 1959. Los grandes grupos de suelo de la Provincia de Magallanes. *Agr. Tec. Chile XIX-XX*, 228–302.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Blake, W.H., Chafer, C.J., Humphreys, G.S., Wallbrink, P.J., 2006. Effects of differing wildfire severities on soil wettability and implications for hydrological response. *J Hydrol* 319. 1–4,295–311.
- Doerr, S.H., Dekker, L.W., Shakesby, R.A., Ritsema, C.J., Bryant, R., 2002. Water repellency of soils: the influence of ambient relative humidity. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 401-405.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Walsh, R.P.D., 1998. Spatial variability of soil water repellency in fire-prone eucalyptus and pine forests, Portugal. *Soil Sci.* 163, 313-324.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Walsh, R.P.D., 2000. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydrogeomorphological significance. *Earth Science Reviews*, 51, 33-65.
- Donato, D.C., Fontaine, J.B., Campbell, J.L., Robinson, W.D., Kauffman, J.B., Law, B.E., 2006. Post-wildfire logging hinders regeneration and increases fire risk. *Science* 311-352.
- Escudey, M., De la Fuente, P., Antilen, M., Molina, M., 2010. Effect of ash from forest fires on phosphorus availability, transport, chemical forms, and content in volcanic soils. *Environ. Chem.* 7, 103–110.
- Farfan, L.I., 1994. Geología Estructural de la Provincia Brunswick. Memoria de Título (Inédito), Universidad de Chile, Departamento de Geología, 143 p.
- Fernández, I., Cabanero, A., Carballas, T., 1997. Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biology y Biochemistry*, 29, 1–11.
- Francke, S., 2002. Manejo integral de cuencas hidrográficas. CONAF. 25/Abril/2020.
- García-Corona, R., Benito, E., De Blas, E., y Varela, M.E., 2004. Effects of heating on some soil physical properties related to its hydrological behavior in two north-western Spanish soils. *International Journal of Wildland Fire*, 13, 195-199.
- García-Orenes, F., Arcenegui, V., Chrenkova, K., Mataix-Solera, J., Moltó, J., Jara-Navarro, A.B., Torres, M.P., 2017. Effects of salvage logging on soil properties and vegetation recovery in a fire-affected Mediterranean forest: A two years monitoring research. *Science of the Total Environment*. 586, 1057-1065.
- Gee, G., Bauder, J., 1986. Particle-size analysis. In: Klute, A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis 1st. Physical and Mineralogical Methods*, 2nd Ed. American Society of Agronomy, Madison, pp. 383–411.
- González-Pérez, J.A., González-Vila, F.J., Almendros, G., Knicker, H., 2004. The effect of fire on soil organic matter. *Environ Int* 30, 6. 855–870
- González., M.E., 2005. Fire history data as reference information in ecological restoration. *Dendrochronologia* 22, 149–154.
- Grove, S.J., 2003. Coarse Woody debris, biodiversity and management: a review with particular reference to Tasmanian wet eucalypt forests. *Aust. For.* 66, 258-272.

- Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., García-Orenes, F. y Gómez, I., 2001. Different patterns of aggregate stability in burned and restored soils. *Arid Land Research and Management*, 15, 153-171.
- Hallett, P.D., Ritz, K., Wheatley, R.E., 2001. Microbial derived water repellency in soil. *International Turfgrass Society Research Journal*, 9, 518-524.
- Haq, B.U., Hardenbol, J., Vail, P.R., 1987. Chronology of Fluctuating sea levels since the Triassic. *Science*, Vol. 235, p. 115-116.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swason, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, K., Cummins, K.W., 1986. Ecology of coarse Woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res.* 15, 133-302.
- Huber, U.M., Markgraf, V., Schabitz, F., 2004. Geographical and temporal trends in Late Quaternary fire histories of Fuego-Patagonia, South America. *Quat. Sci. Rev.* 23, 1079–1097.
- Keely, J.F., Bond, W.J., Bradstock, R.A., Pausas, J.G., Rundel, D.W., 2012. Plant diversity and fire. In: Keely, J.F., Bond, W.J., Bradstock, R.A., Pausas, J.G., Rundel, D.W. (Eds.), *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Cambridge University Press, pp. 310–329.
- Larsen, I.J., MacDonald, L.H., Brown, E., Rough, D., Welsh, M.J., Pietraszek, J.H., Libohova, Z., Benavides-Solorio, J., Schaffrath, K., 2009. Causes of post-fire runoff and erosion: water repellency, cover, or soil sealing. *Soil Sci* 73, 4. 1393–1407.
- Lindenmayer, D.B., Noss, R.F., 2006. Salvage logging ecosystem processes and biodiversity conservation. *Conserv. Biol.* 20, 949-958.
- Maser, C., Trappe, J.M., 1984. The seen and unseen world of the fallen trees. Forest Service General Technical Report PNW-164. Portland, United States Department of Agriculture, Forest Service.
- Mataix-Solera, J., 1998. Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante. 330 pp.
- Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., García Orenes, F., Chrenková, K., Torres, P., Jara-Navarro, A.B., Diaz, A., Izquierdo, E., 2015. Salvage logging effect on soil properties in fire-effect Mediterranean forest: two years monitoring research. *Geophys. Res. Abstr.* 17, 2460-2462.
- Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Guerrero, C., Jordán, M., Dlapa, P., Tessler, N., Wittenberg, L., 2008. Can terra rossa become water repellent by burning? A laboratory approach. *Geoderma*, 147, 178-184.
- Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Guerrero, C., Mayoral, A.M., Morales, J., González, J., García-Orenes, F., Gómez, I., 2007. Water repellency under different plant species in a calcareous forest soil in a semiarid Mediterranean environment. *Hydrological Processes*, 21, 2300-2309.
- Mataix-Solera, J., Arnaiz, P., Arcenegui, V., Chrenková, K., López-Caravaca, A., García-Orenes, F., Jara-Navarro, A.B., Cerdà, A., 2016. Hydrological response 3 years after salvage logging treatments in a recently burnt forest soil. *European Society for Soil Conservation Conference*. Cluj-Napoca, Romania. 15-18 June 2016. Abstracts Book, p. 47.

- Mataix-Solera, J., Cerdà, A., 2009. Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. En: Cerdà, A., Mataix-Solera, J. (Eds.), Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. Cátedra Divulgación de la Ciencia, pp. 27–53.
- Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A. Zavala, L.M., 2011. Fire effects on soil aggregation: A review. *Earth-Science Reviews* 109, 44-60.
- Mataix-Solera, J., Doerr, S.H., 2004. Hydrophobicity and aggregates stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forest in southeastern Spain. *Geoderma*, 118, 77-78.
- Mataix-Solera, J., Gómez, I; Navarro-Pedreño, J.; Guerrero, C. y Moral, R. 2002a. Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in Mediterranean environment. *International Journal of Wildland Fire*, 11, 107-114.
- Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., Guerrero, C., Gómez, I., Marco, B. y Mataix, J., 2002b. Effects of an experimental fire on soil microbial populations in a Mediterranean environment. En: J.L. Rubio, R.P.C. Morgan, S. Asins and V. Andreu (Eds.), *Man and Soil at the Third Millennium. Vol II*. Geofoma Ediciones, Logroño, pp. 1607-1614.
- McIver, J.D., Starr, L., 2001. A literature review on the environmental effects of postfire logging. *West. J. Appl. For.* 16, 159-168.
- Michael, J., 1983. Emplacement and differentiation Miocene plutons in the foothills of the southernmost Andes. Ph.D. Thesis (Unpublished), New York, Columbia University, p. 378.
- MMA, 2012. Plan de restauración ecológica del Parque Nacional Torres del Paine afectado por incendio 2011-2012. Ministerio de Medio Ambiente. Gobierno de Chile, p. 59.
- Murphy, J.D., Johnson, D.W., Miller, W.W., Walker, R.F., Blank, R.R., 2006. Prescribed fire effects on forest floor and soil nutrients in a Sierra Nevada forest. *Soil Sci* 171. 181–199.
- Nelson, D.V., Sommers, L.E., 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: A.L. (Ed), *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Biological Methods*, p. 816.
- North, B.M.P., Stephens, S.L., Collins, B.M., Agee, J.K., Aplet, G., Franklin, J.F., Fulé, P.Z., 2015. Reform forest fire management. *Science* 349, 1280–1281.
- Oades, J.M., 1993. The role of biology in the information, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma*, 56, 377-400.
- Osborn, J.R., Pelishek, R.E., Krammes J.S., Letey, J., 1964. Soil wettability as a factor in erodibility. *Soil Science Society of America Proceeding*, 28, 294-295.
- Paterson, S.R., Vernon, R.H., 1995. Bursting the bubble of ballooning pluton: a return to nested diapirs emplaced by multiple processes. *Geological Society of America, Bulletin*, Vol. 107, p. 1356-1380.
- Pausas, J., Keely, J.E., 2009. A burning story: the role of fire in the history of life. *Bioscience* 59, 593–601.
- Peña, E., Valenzuela, L., 2008. Incremento de los incendios forestales en bosques naturales y plantaciones forestales en Chile. En: González, A. (Ed.), *Memorias del Segundo Simposio Internacional sobre Políticas, Planificación y Economía de los Programas de Protección Contra Incendios Forestales, Una visión global*. USDA Forest Service GTR-PSW-208, pp. 595–612.
- Pereira, P., Francos, M., Brevik, E.C., Ubeda, X., Bogunovic, I., 2019. Post fire management. *Montalegre, Current Opinion in Environmental Science and Health*.

- Pesce, O.H., Moreno, P.I., 2014. Vegetation, fire and climate change in central-east Isla Grande de Chiloé (43°S) since the last glacial maximum, northwestern Patagonia. *Quat. Sci. Rev.* 90, 143–157.
- Quintanilla, V., Castillo, M.E., 2008. Estudio de poblaciones de palma chilena afectadas por incendios, en cerros y quebradas del colinaje costero de la Quinta Región. *Chile Central. Terra Australis* 51–52, 165–175.
- Reyes, O., Kaal, J., Gago, R., Bernal, J., Garcia-Duro, J., Basanta, M., 2015: The effects of ash and black carbon (biochar) on germination of different tree species. *Fire Ecology*, 11.
- Rivas, Y., Matus, F., Rumpel, C., Knicker, H., Garrido, E., 2012. Black carbon contribution in volcanic soils affected by wildfire or stubble burning. *Org. Geochem.* 47, 41–50.
- Romero Morano, J., 2007. Plan de Manejo Parque Nacional Torres del Paine. p. 38-75.
- Schreiner, O. y Edmund, C.S., 1910. Chemical nature of soil organic matter. *USDA Bureau of Soils Bulletin*, 74, 2-48.
- Skarmeta, J., Castell, C., 1997. Intrusión del Granito de las Torres del Paine, Andes patagónicos de Chile. *Revista Geológica*. Vol. 24, No. p. 55-74.
- Soil Survey Staff, 2014. *Keys to Soil Taxonomy*. 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.
- Stern, C.R., De Wit, M.J.; Lawrence, J.R., 1976. Igneous and metamorphic processes associated with the formation of the Chilean ophiolites and their implications for ocean floor metamorphism, seismic layering and magnetism. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 81, No. 23, p. 4370-4380.
- Vidal, O., 2012. Torres del Paine on fire. *Pat. J.* <http://www.patagonjournal.com.15/January/2015>.
- Vidal, O., 2014. Mega-incendios en Torres del Paine y sus impactos en la biodiversidad de bosques. En: *Reservas de la Biosfera Torres del Paine*. 11, p. 234-235.
- Villa Martínez, R. y Moreno, Pi., 2007. Pollen evidence for variations in the southern margin of the westerly winds in SW Patagonia over the last 12,600 years. *Quaternary Research* 68: 400-409.
- Weinberg, R., Podladchicov, Y.Y., 1994. Diapiric ascent of magma through power law crust and mantle. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 99, p. 9543-9559.
- Wessel, A.T., 1988. On using the effective contact angle and the water drop penetration time for classification of water repellency in dune soils. *Earth Surf. Process. Land.* 13, 555-562.
- Whitlock, C., Moreno, P.I., Bartlein, P., 2007. Climatic controls of Holocene fire patterns in southern South America. *Quat. Res.* 68, 28–36.
- Úbeda, X., Sarricolea, P., 2016. Wildfires in Chile: A review. *Global and Planetary Change* 146. 152–161.
- Zavala, L.M., Jordán, A., Gil, J., Bellinfante, N. y Pain, C., 2009. Intact ash and charred litter reduce susceptibility to rain splash erosion post-wildfire. *Earth Surface Processes and Landforms* 34, 1522-1532.
- Zegers, G., Arellano, E., Östlund, L., 2020. Using forest historical information to target landscape ecological restoration in Southwestern Patagonia. *Ambio* 49, 986–999.

ANEXOS

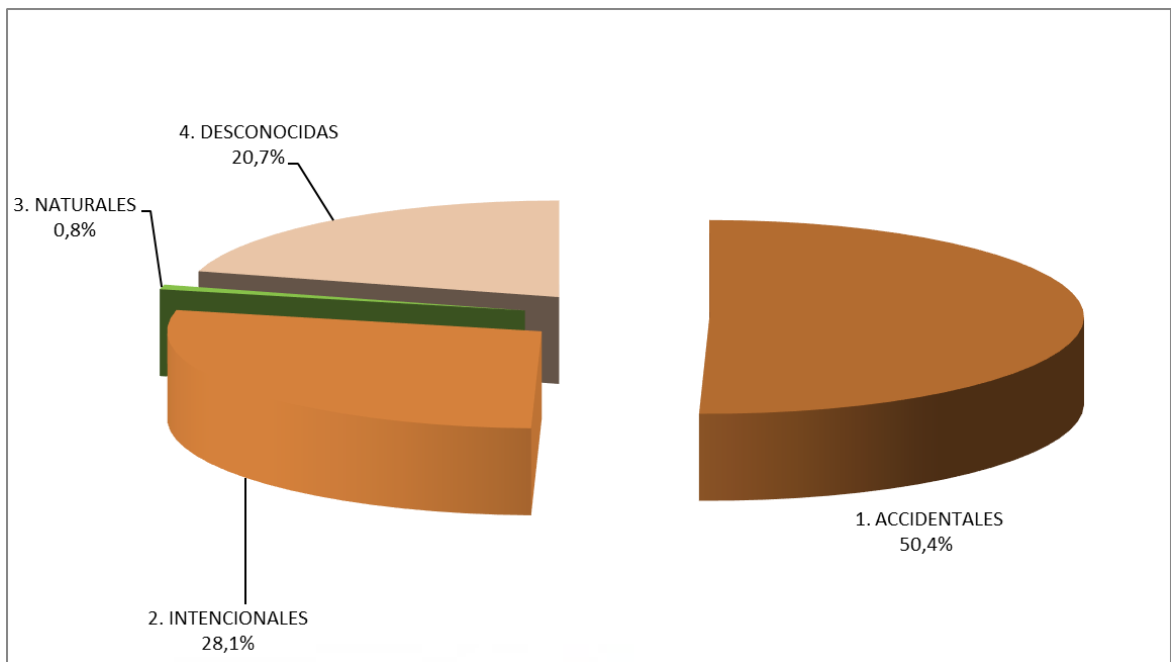


Figura 1: Causa de los incendios Forestales en Chile, período 2003-2019 (CONAF, 2020).

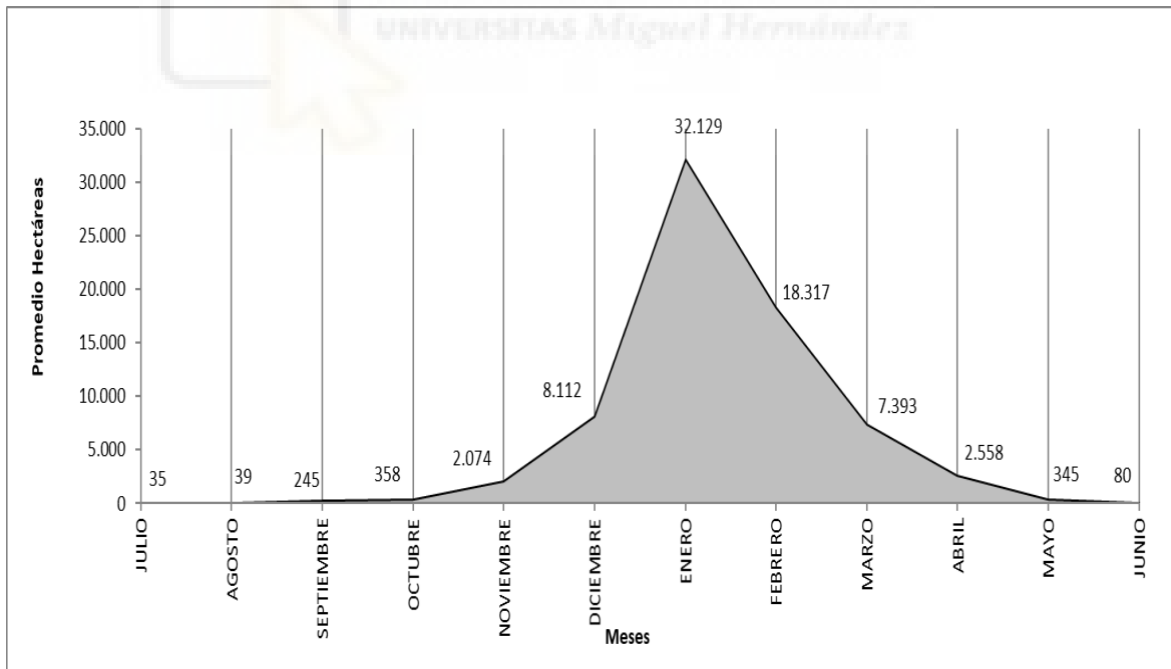


Figura 2: Distribución mensual del daño histórico generado por Incendios en Chile (CONAF, 2020).

Tabla 1. Algunos datos de campo de cada punto de muestreo del mapa (Figura 3).

Zonas	Punto muestreo	Sector	Longitud	Latitud	Composición	Sev.Cobertura	Sev.Profundidad	otras muestras	otras muestras	Observaciones
ZONA 1	1	Sarmiento-Pudeto	651711	4345334	Estepa no quemada	no	no			
	2	Sarmiento-Pudeto	651500	4345324	Estepa	b	b			casi no quemado
	3	Sarmiento-Pudeto	650999	4345303	Estepa	b	b			
	4	Sarmiento-Pudeto	649620	4344734	Estepa	b	b			
	5	Sarmiento-Pudeto	648756	4344229	Estepa	b	b			
	6	Sarmiento-Pudeto	647572	4343309	Estepa	m	m			
	7	Sarmiento-Pudeto	646578	4343443	Estepa	b	b			
ZONA 2	8	Sarmiento-Pudeto	641698	4341544	Matorral ñirre	b	b			
	9	Sarmiento-Pudeto	640968	4341116	Matorral ñirre	m	b		Veg. Pradera	
	10	Sarmiento-Pudeto	640413	4340283	Matorral ñirre	m	m			
	11	Sarmiento -Pudeto-Administración	640829	4339169	Matorral ñirre-notro	m	m	Cilindro 10 cm		
	12	Sarmiento -Pudeto-Administración	641056	4338718	Renoval coigue- Notro	m	b			
	13	Sarmiento -Pudeto-Administración	641203	4338627	Bosque no quemado	no	no	Cilindro 5 cm	Hojarasca	
	14	Sarmiento -Pudeto-Administración	641212	4337559	Matorral ñirre	b	b			quemado tb 85
	15	Sarmiento -Pudeto-Administración	641260	4337393	Estepa- (Matorral maiten- nirre disperso	m	b			quemado tb 85
	16	Sarmiento -Pudeto-Administración	641043	4336432	Parche disperso Lengua- notro-nirre	m	m			quemado tb 85
ZONA 3	17	Hosteria Paine grande- Italiano	634746	4342059	Renoval Lengua	m	b			
	18	Hosteria Paine grande- Italiano	634499	4341623	Matorral Notro	m	m	Cilindro 5 cm		
	19	Hosteria Paine grande- Italiano	634430	4341129	Matorral ñirre-notro	a	m			
	20	Hosteria Paine grande- Italiano	634324	4340668	Matorral Notro	m	b			
	21	Hosteria Paine grande- Laguna Los Patos	633119	4340964	Matorral Notro	m	b			
	22	Hosteria Paine grande- Laguna Los Patos	632622	4341142	Matorral Notro	a	m			
	23	Hosteria Paine grande- Laguna Los Patos	632222	4341423	Renoval Lengua	a	m			
	24	Hosteria Paine grande- Laguna Los Patos	631937	4341849	Renoval de Lengua	m	m			
	25	Hosteria Paine grande- Laguna Los Patos	631667	4342292	Matorral-Renoval	b	b			
	26	Hosteria Paine grande- Laguna Los Patos	631206	4342590	renoval lengua	m	m			
	27	Hosteria Paine grande- Laguna Los Patos	630876	4342911	Bosque de Lengua	m	m			
	28	Hosteria Paine grande- Laguna Los Patos	630794	4343007	Bosque no quemado	no	no		R2 Mantillo	
ZONA 4	29	Administracion- Lago Grey	634313	4334601	Renoval Lengua	b	b			
	30	Administracion- Lago Grey	633768	4334654	Matorral ñirre-notro	m	m			
	31	Administracion- Lago Grey	633301	4334247	Bosque ñirre	a	a	Cilindro 10 cm	R2 Mantillo	
	32	Administracion- Lago Grey	632575	4334294	renoval ñirre-pradera	no	no	Cilindro 5 cm		
ZONA 5	33	Administracion- Lago Grey	636867	4328768	Renoval Nirre	m	m			
	34	Administracion- Lago Grey	637472	4328053	Bosque Nirre	no	no	Cilindro 10 cm	R2 mantillo	

*Sev: *severidad del fuego (en vegetación y suelo), dato tomado del grupo chileno (anotados en la primera campaña de campo); no: no quemado, b: baja severidad, a: alta severidad.*