



Universidad de Concepción  
Dirección de Postgrado  
Facultad de Agronomía  
Programa de Magíster en Ciencias Agronómicas con Mención en Ciencias del  
Suelo y Recursos Naturales



**Calidad microbiológica de suelos afectados por  
quemado/incendio en la región centro-sur de Chile**

Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias Agronómicas con  
Mención en Ciencias del Suelo y Recursos Naturales

ROSA EUGENIA VERGARA RETAMALES  
CHILLÁN-CHILE  
2020

Profesor Guía: Carolin Córdova Sáez  
Dpto. de Suelos  
Facultad de Agronomía  
Universidad de Concepción

Esta tesis ha sido realizada en el Departamento de Suelos de la Facultad de Agronomía, Universidad de Concepción.

Profesora Guía

---

Dra. Carolin Córdova Sáez  
Facultad de Agronomía  
Universidad de Concepción

Comisión Evaluadora:



---

Dr. Marco Sandoval Estrada  
Facultad de Agronomía  
Universidad de Concepción

---

Dr. Erick Zagal Venegas  
Facultad de Agronomía  
Universidad de Concepción

Directora de Programa

---

Dra. Macarena Gerding Gonzales  
Facultad de Agronomía  
Universidad de Concepción

Se autoriza la reproducción total o parcial, con fines académicos, por cualquier medio o procedimiento, incluyendo la cita bibliográfica del documento.



## AGRADECIMIENTOS

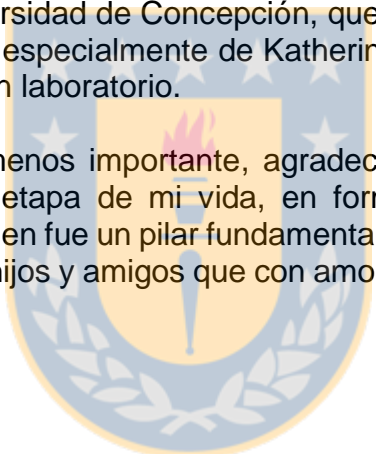
Con estas líneas quiero agradecer a todas las personas que han colaborado y apoyado de diversas maneras en este proceso.

Para empezar, agradecer el apoyo financiero del proyecto CONICYT ARIII70003 liderado por el Dr. Marco Sandoval, a la Universidad de Concepción por la adjudicación de la beca de arancel y a la Universidad Adventista de Chile por el apoyo monetario por perfeccionamiento docente.

Dar las infinitas gracias a mi tutora, Dra. Carolin Córdova Sáez, por sus orientaciones y ayuda en el desarrollo de esta tesis.

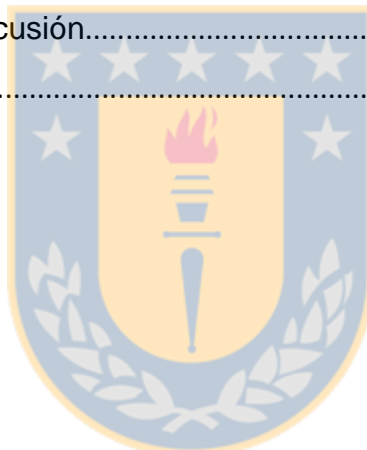
Agradecida de los docentes del Departamento de Suelos de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Concepción, que compartieron conocimientos y experiencias conmigo, especialmente de Katherine Rebolledo y también Manuel Zapata por su ayuda en laboratorio.

Finalmente, pero no menos importante, agradecer a mi familia por el apoyo y comprensión en esta etapa de mi vida, en forma muy especial a mi madre Eugenia Retamales quien fue un pilar fundamental para que este proyecto llegara a buen término, a mis hijos y amigos que con amor y palabras de aliento supieron renovar mis energías.



## TABLA DE CONTENIDOS

	<b>Página</b>
Resumen.....	viii
Summary.....	x
Introducción.....	1
Referencias.....	8
Artículo enviado a publicación.....	12
Resultados y discusión.....	26
Conclusión.....	33



## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1	Soil variables measured at three ecosystems of a Mediterranean environment after fires events on affected fire agricultural systems.....	19
Tabla 2	Valores de tasa de respiración y respiración acumulada medidos para los suelos de los tres sectores fisiográficos del centro-sur de Chile afectadas por incendio .....	27



## ÍNDICE DE FIGURAS

	<b>Página</b>
Figura 1 Soil carbon mineralization (C-CO <sub>2</sub> evolved from microbial biomass) .....	21
Figura 2 Respiración microbiana del suelo en tres condiciones fisiográficas del centro-sur de Chile afectadas por incendio.....	28
Figura 3 Cociente $C_{\text{respirado}}/C_{\text{orgánico}}$ en tres condiciones fisiográficas del centro-sur de Chile afectadas por incendio.....	29
Figura 4 Porcentaje de materia orgánica en tres condiciones fisiográficas del centro-sur de Chile afectadas por incendio.....	29



**CALIDAD MICROBIOLÓGICA DE SUELOS AFECTADOS POR  
QUEMA/INCENDIO EN LA REGIÓN CENTRO-SUR DE CHILE.**

MICROBIOLOGICAL QUALITY OF SOILS AFFECTED BY BURN / FIRE IN THE  
CENTRAL-SOUTH REGION OF CHILE.

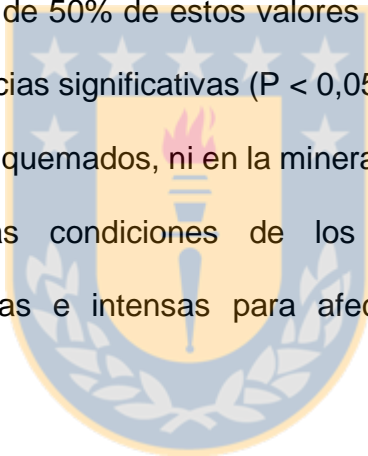
**Palabras adicionales: mineralización de carbono, hidrofobicidad, materia orgánica del suelo, indicador de calidad, fuego.**



El aumento de las condiciones que favorecen la ocurrencia de incendios, los convierte en una amenaza para sistemas agrícolas y forestales, como ocurrió en el mega incendio del 2017 en el centro sur de Chile. El efecto del fuego en la calidad del suelo en los agroecosistemas de la región ha sido poco descrito. El objetivo de este estudio fue evaluar la calidad microbiológica de suelos en sitios afectados por incendio/quemas en tres condiciones fisiográficas de la región de Ñuble: secano interior, depresión intermedia y precordillera andina. Para esto se evaluaron dos variables de suelo: respiración basal y repelencia al agua. Se tomaron muestras de suelo (0-5 y 5-10 cm) en cada uno de los sectores con la



presencia del factor fuego y en ausencia del factor. Para medir la repelencia al agua se utilizaron los test de tiempo de penetración de la gota de agua y la molaridad de la gota de etanol, y para medir la respiración del suelo una incubación cerrada de suelo con trampa de álcali por 56 días a 20°C y 60% de saturación del espacio poroso de agua del suelo. Los tiempos de penetración de agua indicaron capacidad hidrofílica de los suelos (penetración < 5 s). Los valores de respiración estuvieron en el rango de 400-1000  $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g suelo}^{-1}$  en superficie, y alrededor de 50% de estos valores en la segunda profundidad. No se encontraron diferencias significativas ( $P < 0,05$ ) en la repelencia al agua entre suelos quemados y no quemados, ni en la mineralización del carbono. Por tanto, se concluye que las condiciones de los incendios/quema no fueron suficientemente severas e intensas para afectar la calidad de los suelos estudiados.



## SUMMARY

The current climate conditions increase the likelihood of fires events, becoming a threat for agricultural and forest systems, as it happened during the mega fire of 2017 in the central south of Chile. The effect of fire on soil quality in agroecosystems in the region has been poorly described. Therefore, the objective of this study was to evaluate the microbiological quality of soils in sites affected by fire / burns in three physiographic conditions of the region central south of Chile (dryland, intermediate depression, and Andean foothill). Two soil variables were evaluated: basal soil respiration and water repellency, by taking soil samples at each site with the presence of the fire factor and in the absence of the factor, at two soil depths, 0 to 5 cm and 5 to 10 cm. To measure the water repellency, the water drop penetration time tests and the molarity of the ethanol drop were used; and to measure the soil respiration a closed incubation of soil with alkali trap for 56 days at 20°C and 60% of soil water-filled pore space. The infiltration time tested showed hydrophilic water capacity of all the soils (less than 5 s). The microbial respiration range measured at the first soil layer was between 400 to 1000  $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g soil}^{-1}$ , whilst half of this range was measured at 5-10 cm depth. At the three agroecosystems, no significant differences ( $P < 0.05$ ) were found in water repellency between burned and unburned soils, or in carbon mineralization.

Therefore, it is concluded that the conditions of fires / burning were not as intense and severe as to affect the quality of the studied soils.



## INTRODUCCIÓN

Los incendios de vegetación son un fenómeno global que ocurre de forma reiterada a nivel mundial (Gonzales et al., 2011). En Chile, los incendios forestales han existido desde antes de la época de los pueblos originarios y en los bosques de *Araucaria araucana* (Molina y Koch) el fuego incide como factor importante en la estructura y dinámica de éstos. La historia del fuego en estos bosques ha sido influenciada tanto por la actividad humana como por el clima (Gonzales y Veblen, 2007). Se cree que hay un aumento en la ocurrencia de incendios debido a las mejoras en las condiciones que los favorecen, causada por el cambio climático (Pausas y Keleey, 2014 y Swayer et al., 2018). Por otro lado, dentro de las actividades agrícolas y forestales, el uso de fuego es tradicional a través de la quema prescrita para la reducción de residuos de las cosechas, entre otros objetivos de gestión (Girona-García et al., 2016; Armas-Herrera et al., 2016). Sin embargo, la modalidad de quema controlada en muchos casos se ha realizado sin las debidas precauciones, generando incendios de gran intensidad (Santelices y Litton, 1996).

En ocasión del mega incendio ocurrido el verano del 2017 en las regiones de O'Higgins, Maule y Biobío (Conaf, 2017) y apuntando a la elaboración de un

manual de evaluación y restauración agro-ecológica de suelos de uso agropecuarios afectados por incendios, en pre cordillera, depresión intermedia y secano interior, de la región de Ñuble (zona centro sur de Chile), es que el estudio de los cambios en la calidad del suelo debido al impacto del fuego es crucial, particularmente, para determinar el impacto del fuego en los sistemas productivos.

La calidad del suelo, es uno de los pilares de la calidad ambiental, además de la calidad de aire y agua. Su análisis es más complejo ya que no solo se explica en el contexto de su contaminación y los efectos que tiene en la salud de animales y hombres, sino que también en su capacidad de funcionar como un ecosistema (Bünemann et al., 2018). La definición de calidad de suelos más ampliamente utilizada es la desarrollada por Doran y Parkin en 1994 y dice que es "La capacidad de un suelo para funcionar dentro de los límites del ecosistema para mantener la productividad biológica, mantener la calidad ambiental y promover la salud de las plantas y los animales".

Para definir la calidad de los suelos se han utilizado distintos tipos de indicadores, como propiedades físicas, químicas y biológicas. En algunos estudios se mencionan la densidad aparente, macroporos, conductividad del aire, carbono orgánico del suelo (COS), Aluminio extraíble, pH, fósforo-Olsen y saturación de bases (Valle y Carrasco, 2018), en otro: densidad, textura, contenido de agua

gravimétrica, porosidad, conductividad eléctrica, pH, nitrógeno total (N), potasio total (K), nitrato disponible, amoníaco disponible, fósforo disponible, K disponible, COS, C lábil, N lábil, carbono orgánico disuelto (COD) y la relación C/N (Zhijun et al., 2018). Pero la materia orgánica del suelo (MOS) es considerada como uno de los principales indicadores de calidad de suelo debido a su efecto benéfico sobre las propiedades físicas y el abastecimiento de nutrientes. También ha sido documentado su efecto positivo sobre la sustentabilidad del sistema productivo en el largo plazo (Eyherabide et al., 2014).

La MOS juega un papel clave en varios procesos en el ecosistema del suelo, incluida la formación de la estructura del suelo, la retención de agua, desintoxicación de sustancias químicas antropogénicas, secuestro de carbono (C), ciclo de nutrientes y suministro de energía a los microorganismos del suelo. Para una mejor comprensión de la dinámica de transformación del C y de los efectos del manejo agronómico, y de cambios antrópicos, o ambientales sobre la MOS, se han definido componentes conceptuales que permiten modelar el ciclo del C en sus flujos y componentes (Martínez et al., 2018). Los componentes de la MOS fueron primeramente definidos en función de sus características químicas (Galantini et al., 1994), pero a través del tiempo, éstos se desarrollaron según su funcionalidad en el ciclo del C, ya que la conceptualización de grupos químicos asociada a extracciones con ácidos y bases fuertes no representaba una condición natural en el suelo. En contraste, los componentes funcionales

permitieron el desarrollo de modelos de C más representativos que permitieron la estimación de escenarios futuros en los reservorios, componentes y flujos de C, en condiciones naturales o de manejo, como, por ejemplo, el modelo Century y Roth-C, entre otros (Falloon y Smith, 2002). En particular, en el modelo SOMA (Soil Organic Matter Aggregation) se han definido tres principales componentes de la MOS, asociados a su afinidad con la matriz del suelo, y que representan estados crecientes de estabilización del C en el suelo, que son: la fracción liviana, fracción liviana intra-agregados, y la fracción órgano-mineral (Córdova et al., 2016).

Además del efecto del manejo agronómico sobre la MOS o sus equivalentes (Zagal et al., 2009) también ha sido reportado el efecto del fuego, pero esencialmente en sistemas forestales (Hobley et al., 2019) reportando cambios en la solubilidad del C orgánico en suelos de Australia. Otro estudio muestra que los cambios en la descomposición de la materia orgánica están relacionados con la temperatura de carbonización del C y el relieve del suelo afectado (Abney et al., 2019).

En sistemas agrícolas se ha reportado que el efecto de quemadas controladas influye en alteraciones de las propiedades físicas y químicas del suelo de la región semiárida de Brasil, como elevación del pH y en variaciones en la concentración de fósforo (P), calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K) y sodio (Na)

con tendencia al incremento durante los primeros días y posterior reducción. Además de alteración en la porosidad total del suelo (Brito, 2017). En Colombia en suelos con clima cálido seco se encontraron resultados similares para pH, C orgánico y P (Parada-Rojas et al. 2016).

Un proceso asociado a la calidad de la MOS es la respiración del suelo debida a la actividad microbiana de mineralización del C (Ren et al., 2018), en su estudio se encontró que debido a cambios de uso de suelos en China hubo un incremento en el COS, especialmente en el COD disuelto, lo que se correlacionó con la respiración microbiana debido a un cambio en la comunidad microbiana.

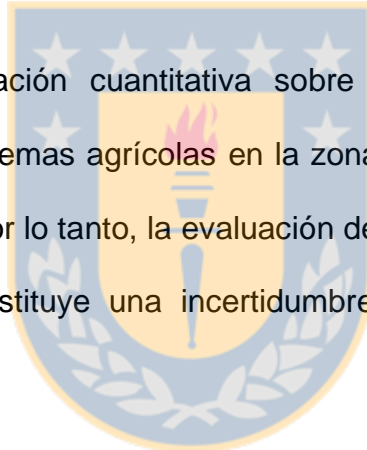
Por otro lado, se ha informado que este proceso no se ve influenciado mayormente por la comunidad microbiana sino más bien por la disponibilidad de la materia orgánica (Xu, et al., 2016, Qiu, et al., 2018, Brookes, et al., 2017) en cuanto a los factores abióticos que la hacen disponible.

Otra propiedad que se ve afectada por los incendios es la hidrofobicidad del suelo, esta propiedad evita que el agua se infiltre en los suelos, lo que provoca cambios en el ecosistema. La repelencia al agua del suelo o hidrofobicidad está influenciada principalmente por la calidad y cantidad de materia orgánica del suelo, particularmente la fracción lipídica (Jiménez-Morillo et al., 2017).



Weninger et al. (2019) encontró que el aumento en la hidrofobicidad de los suelos por efecto del fuego se relacionaba con una disminución en la infiltración del agua en una región de clima mediterráneo. En un estudio anterior, se determinó que la hidrofobicidad está relacionada con propiedades como la MOS junto con otras tales como como: textura, características químicas, acidez, mineralogía de la fracción arcillosa y también con la microbiología, además del contenido de agua y la temperatura (Jordán et al., 2013)

Sin embargo, información cuantitativa sobre cómo el fuego causado por incendios afecta a sistemas agrícolas en la zona centro sur de nuestro país no ha sido investigada, por lo tanto, la evaluación de sus consecuencias en el corto y mediano plazo constituye una incertidumbre para la recuperación de los agroecosistemas.



### **Hipótesis**

En suelos de uso agrícola de la zona centro sur de Chile (región de Ñuble) afectados por incendios/quemas, la MOS, se ve alterada cambiando propiedades físicas como la hidrofobicidad y modificando el proceso de mineralización de carbono del suelo.

## **Objetivo general**

Evaluar la calidad microbiológica de suelos en sitios afectados por incendio/quemas en tres condiciones fisiográficas de la región centro sur de Chile

## **Objetivos específicos**

Evaluar el impacto del fuego en la calidad del suelo analizando las variaciones en cantidad de carbono mineralizable de suelos agrícolas.

Relacionar los cambios ocurridos en la materia orgánica con la hidrofobicidad de los suelos.



## REFERENCIAS

Abney R.B., Jin, L., Berhe, A.A. (2019). Soil properties and combustion temperature: Controls on the decomposition rate of pyrogenic organic matter. *Catena*, 182, 104-127

Armas-Herrera, C.M., Martí, C., Badía, D., Ortiz-Perpiñá, O., Girona-García, A., Porta, J. (2016). Immediate effects of prescribed burning in the Central Pyrenees on the amount and stability of topsoil organic matter. *Catena*, 147, 238–244

Brito N., D., Meira da Silva, J., Carneiro S., P., Silva S, j., Zea C., J.D., (2017). Impactos del uso de los incendios en propiedades químicas y físicas de los suelos semiáridos Paraíba. *Agropecuária Científica no Semiárido*, v.13, (3), 187-194

Brookes, P., Chen, Y., Chen, L., Qiu, G., Luo, Y., Xu, J. (2017). Is the rate of mineralization of soil organic carbon under microbiological control? *Biología del suelo y bioquímica*, 112, 127-139

Bünemann, E.K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R.E., De Deyn, G., de Goede, R., Flesskens, L., Geissen, V., Kuyper, T.W., Mäder, P. Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J.W., Brussaard, L. (2018). Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 105–125

Conaf. (2017). Tormenta de fuego en Chile. Recuperado en <https://www.conaf.cl/incendios-forestales/tormenta-de-fuego-en-chile/>

Córdova, C., Murray L., R., Sohi, S. P., Goulding, K. W. (2016). Distinct spatial dependency of carbon distribution between soil pools in grassland soil. *Chilean J. Agric. Anim. Sci., ex Agro-Ciencia*, 32 (Special Issue 1), 23-36.

Doran, J.W. and Parkin, T.B. (1994) Defining and Assessing Soil Quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F. and Stewart, B.A., Eds., Defining Soil Quality for a Sustainable Environment, Soil Science Society of America Journal, Madison, 3-21.

Eyherabide, M., Saínz R., H., Barbieri, P. Echeverría, H. E. (2014). Comparación de métodos para determinar carbono orgánico en suelo. Ciencia del suelo Argentina. 32 (1), 13 - 19.

Falloon, P., Smith, P. (2002). Simulating SOC changes in long-term experiments with RothC and Century: Model evaluation for a regional scale application. Soil Use and Manage, 18, 101–111.

Galantini, J. A., Rossel, R. A., Iglesias, J.O. (1994). Determinación de materia orgánica empleando el método Walkley y Black en fracciones granulométricas del suelo. Ciencia del suelo 12, 81-83.

García, Y., Ramírez, W., Sánchez, S. (2012). Indicadores de la calidad de los suelos: una nueva manera de evaluar este recurso. Pastos y Forrajes, 35 (2), 125-138.

Girona-García, A., Badía-Villas, D., Martí-Dalmau, C., Ortiz-Perpiñá, O., Mora, J.L., Armas-Herrera, C.M. (2018). Effects of prescribed fire for pasture management on soil organic matter and biological properties: A 1-year study case in the Central Pyrenees. Science of the Total Environment, 618, 1079-1087.

González-Peréz, J.A., González-Vazquez, R., De La Rosa, J.M., González-Vila, F.J. (2011). El fuego y la materia orgánica del suelo. Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (CSIC), 2 / 3, 8-14.

Gonzales, M., Veblen, T. (2007). Incendios en bosques de Araucaria araucana y consideraciones ecológicas al madereo de aprovechamiento en áreas recientemente quemadas. Revista Chilena de Historia Natural, 80. 243 – 253.

Guerrero-Ortiz, P. L., Quintero-Lizaola, R., Espinoza-Hernández, V., Benedicto-Valdés, G. S., Sánchez-Colín, M. J. (2012). Respiración de CO<sub>2</sub> como indicador

de la actividad microbiana en abonos orgánicos de lupinus. *Terra latinoamericana* volumen 30, (4), 355-362.

Hobley, E.U., Zoora, L.C., Shrestha, H.R., Bennett, L.T., Weston, C.J. Baker, T.G. (2019). Prescribed fire affects the concentration and aromaticity of soluble soil organic matter in forest soils. *Geoderma*, 341, 138–147

Hsieh, Y. (1992). Pool Size and Mean Age of Stable Soil Organic Carbon in Cropland. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 460-464.

Jiménez-Morillo, N.T., Spangenberg, J.E., Miller, A.Z., Jordán, A., Zavala, L.M., González-Vila, F.J. José A. González-Pérez, J.A.. (2017). Wildfire effects on lipid composition and hydrophobicity of bulk soil and soil size fractions under *Quercus suber* cover (SW-Spain). *Environmental Research* 159, 394–405

Jordán, A., Zavala, L.M., Mataix-Solera, J., Doerr, S.H. (2013). Soil water repellency: Origin, assessment and geomorphological consequences. *Catena* 108, 1-5

Martínez J M., Galantini, J.A., Duval, M.E., López, F.M., Iglesias, J.O. (2018). Estimating soil organic carbon in Mollisols and its particle-size fractions by loss-on-ignition in the semiarid and semihumid Argentinean Pampas. *Geoderma Regional*, 12, 9-55.

Parada-Rojas, C., Rueda-Díaz, S., Carrero-Becerra, C., Quintero-Pacheco, N., Cárdenas-Caro, D. (2016). Efecto de la quema en cultivos de hortalizas en Villa del Rosario, Norte de Santander, Colombia, sobre las micorrizas y propiedades del suelo. *Bioagro*, 28 (3), 171, 180.

Pausas, J. G y Keeley, J.E. (2014). Abrupt Climate-Independent Fire Regime Changes. *Ecosystems* 17, 1109–1120

Qiu, H., Ge, T., Liu, J., Chen, X., Hu, Y., Wu, J., Su, Y., Kuzyakov, Y. (2018). Effects of biotic and abiotic factors on soil organic matter mineralization: Experiments and structural modeling analysis. *European Journal of Soil Biology*, 84, 27–34

Ren, C., Wang, T., Xu, Y., Deng, J., Zhao, F., Yang, G., Han, X., Feng, Y., Ren, G. (2018). Differential soil microbial community responses to the linkage of soil organic carbon fractions with respiration across land-use changes. *Forest Ecology and Management*, 409, 170-178

Santelices, R., Litton, C. (1996). Efecto del fuego sobre el bosque, la disponibilidad de nutrientes y la materia orgánica en el suelo. *Ciencia e Investigación Forestal- Instituto Forestal Chile*, 10 (2), 205-215.

Sawyer, R., Bradstock, R., Bedward, M., Morrison, R.J. (2018). Soil carbon in Australian fire-prone forests determined by climate more than fire regimes. *Science of the Total Environment*, 639, 526–537.

Valle, S.R., Carrasco, J. (2018) Soil quality indicator selection in Chilean volcanic soils formed under temperate and humid conditions. *Catena*, 162, 386–395

Weninger, T., Filipović, V., Mešić, M., Clothier, B., Filipović, L. (2019). Estimating the extent of fire induced soil water repellency in Mediterranean environment. *Geoderma*, 338, 187–196

Xu, X., Shi, Z., Li, D., Rey, A., Ruana, H., Craine, J.M., Liang, J., Zhou, J., Luo, Y. (2016). Soil properties control decomposition of soil organic carbon: Results from data-assimilation analysis. *Geoderma*, 262, 235–242

Zagal, E., Muñoz, C., Quiroz, M., Córdova, C. (2009). Sensitivity of early indicators for evaluating quality changes in soil organic matter. *Geoderma*, 151, 191–198.

Zhijun, H., Selvalakshmia, S., Vasu, D., Liu, Q., Cheng, H., Guo, F., Maa, X. (2018). Identification of indicators for evaluating and monitoring the effects of Chinese fir monoculture plantations on soil quality. *Ecological Indicators*, 93, 547–554

**Short term post-fire effect does not affect soil quality in agriculture systems from a Mediterranean environment**

Carolin Córdova<sup>a\*</sup>, Rosa Vergara-Retamales<sup>a</sup>, Ángela Machuca<sup>b</sup>, Erick Zagal<sup>a</sup>, Marcos Sandoval<sup>a</sup>

Geoderma, 27-01-2020, enviado

<sup>a</sup> Departamento de Suelos y Recursos Naturales, Facultad de Agronomía, Universidad de Concepción, Avenida Vicente Méndez 595, Chillán, Chile. carolin.cordova@gmail.com

<sup>b</sup> Departamento de Ciencias y Tecnología Vegetal, Escuela de Ciencias y Tecnologías, Universidad de Concepción, Juan Antonio Coloma 0201, Los Ángeles, Chile.

**ABSTRACT**

The effect of fires on the soil organic matter and quality is not fully understood in agricultural systems. The objective of this study was to assess the soil heterotrophic respiration from the microbial biomass as a soil quality indicator in a Mediterranean environment affected by fire. Soil samples were taken from two

fire-affected sites and one from a burn site (2017, 2018). The sampling within sites was contrasted using a control treatment non-affected by fire. Soil hydrophobicity was measured applying the water drop penetration time, and the molarity of an ethanol droplet, whilst soil microbial respiration was measured by incubation of samples at 20°C. The results of accumulated C-CO<sub>2</sub> from microbial biomass for 56 days did not show differences ( $P < 0.05$ ) between fire and no-fire effect at each site, which was in line with measurements of soil hydrophobicity and soil organic carbon. Consequently, the ratio of microbial C-CO<sub>2</sub> evolved and soil organic carbon at each site was not statistically significant ( $P < 0.05$ ), showing that the microbial biomass activity in the soil was not modified due to the fire events. Thus, it is possible to infer that the fire severity and the intensity of these events measured in the short term were not detrimental for the quality of the agricultural soils in the studied sites.

Key words: heterotrophic soil respiration; hydrofobicity; soil organic carbon; climate change; burn management.

The Mediterranean environment in Chile is extended from 30 to 40° S (Rundel et al., 2018), and like elsewhere, climate change exacerbates the ecosystems fire-prone in the region (Swayer et al., 2018). In areas where forests coexist with agricultural systems, the fire disruption can be trespassed from the forests to cropping sites, but the effect of the high temperatures provoked by a fire in the



soil have been less tested in agricultural systems. The closest effect of fire exposure of agricultural systems is the controlled burn to manage crop residues, although less severe than a fire (Girona-García et al., 2018). The environmental repercussion of fires is well known, since the carbon emissions are increased (Saranya et al., 2016), but the consequences in agricultural systems is controversial. On one side, an increase of the nutrient availability due to the accelerated kinetic of soil organic matter (SOM) decay is likely to occur (Girona-García et al., 2018), but on the other side, the fire could lead a positive balance towards to hydrophobic organic compounds, declining the soil water infiltration capacity (Zheng et al., 2016).

The soil quality using microbiological indicators has been tested in forest systems for the medium term, showing a decrease in microbial carbon (C) biomass, beta-glucosidase and urease activity (Fernández-García et al., 2019). In turn, soil  $\beta$ -glucosidase activity and N-acetyl-glucosaminidase measured as short as four months after a fire has indicated a shift in the nutrient availability in forest soils (Knelman et al., 2017). Soil heterotrophic respiration is used as indicator of soil changes in agricultural systems (Krüger et al., 2018), and also applied to study the effect of fire under controlled burn management (Girona-García et al., 2018). We hypothesized that the level of the fire effect can be revealed by the soil water repellence degree, and that the assessment of a soil quality indicator would follow

this trend. Therefore, the objective of this study was to evaluate a soil indicator of changes in a Mediterranean environment disturbed by fire.

Soil samples at 0-5 and 5-10 cm depth were taken in two sites located at the dryland and central depression of the Mediterranean South-central region of Chile, affected by fires occurred in 2017 and 2018, respectively. Additionally, a third site was sampled at the foothills of the Andes Mountain where crop residues are burnt. The agricultural systems were vineyard (VIN) at the dryland, and cereal crop rotations at the central depression and Andes foothill sites (CROP1 and CROP2, respectively). Soil samples were taken within sites, with and without the effect of fire in a complete random design ( $r=3$ ), after 14 months at the dryland site, and within the same month (March) at central depression site, and after two months at the Andes foothill site. The studied treatments were NoFire-VIN ( $36^{\circ}43.770^{\circ}\text{S}$   $72^{\circ}45.176^{\circ}\text{O}$  ), Fire-VIN ( $36^{\circ}43.780^{\circ}\text{S}$   $72^{\circ}45.229^{\circ}\text{O}$ ), NoFire-CROP1( $36^{\circ}37.852^{\circ}\text{S}$   $71^{\circ}57.751^{\circ}\text{O}$ ), Fire-CROP1 ( $36^{\circ}37.712^{\circ}\text{S}$   $71^{\circ}58.084^{\circ}\text{O}$ ), NoBurnt-CROP2 ( $36^{\circ}31.903^{\circ}\text{S}$   $71^{\circ}45.979^{\circ}\text{O}$ ), Burnt-CROP2 ( $36^{\circ}31.903^{\circ}\text{S}$   $71^{\circ}45.979^{\circ}\text{O}$ ). After collection, the samples were sieved at 2 mm, and air dried until analysis.

The hydrophobicity was measured applying the Water Drop Penetration Time (WDPT), and the Molarity of an Ethanol Droplet (MED) tests (Cerdà et al., 2010), after incubation of 20 g of soil for 7 days at 20°C and 50% of relative humidity.

The principle of the tests is to register the infiltration time of water/water plus ethanol increments in a soil sample. Levels of hydrophobicity are defined from maximum hydrophilic (> 5 s) down to extreme water repellence (< 3600 s).

The soil organic C (SOC) content was measured by wet digestion and colorimetric determination (Sadzawska et al., 2006), adding  $\text{Na}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  and  $\text{H}_2\text{SO}_4$  solutions (1:2) to the sieved (2mm) and dried soil samples. After resting for a night, the absorbance of the clear supernatant was measured at 600 nm, and the values were expressed as a sucrose concentration using a standard curve.

Measurements of soil C mineralization were obtained applying the enclosed incubation method (Alef and Nannipieri, 1995) after adjusting the soil moisture to the 60% of water saturation filled pores in the samples, and pre-incubating under this condition for five days at 20°C. Each treatment consisted of 20 g of soil incubated with 7.5 ml of NaOH (0.5 M) within a 1 L glass jar. The C-CO<sub>2</sub> evolved from the samples was measured at day 3, 7, 14, 28, and 56, from the initial incubation, respectively, by replacing the NaOH trap. The C-CO<sub>2</sub> was obtained using BaCl<sub>2</sub> (0.5 M) to precipitate the NaOH solution reacting with the CO<sub>2</sub> respiration from the soil microbial biomass. The non-reactive NaOH solution left after the corresponding incubation period was titrated (Titrimo plus 877) using HCl (0.1 N), and the C-CO<sub>2</sub> was calculated by difference between the saturated and the non-reactive NaOH solution.

All soil measurements were triplicate in the lab. The significance of the results was analysed using ANOVA procedure (Infostat, Di Rienzo, 2011) and Tuckey test ( $P < 0.05$ ).

There was no effect of the fire in hydrophobicity between fire and no-fire conditions at each site, as the response of the persistence (WDPT) and severity (MED) of the soil water repellence showed no statistically significant differences ( $P < 0.05$ ), based on the time observed for water drop dissipation (less than 5 s, Table 1). Since no differences ( $P < 0.05$ ) were observed between fire and burnt effects in the soil at each soil depth, it might mean that the intensity of the wild fire was equivalent to the controlled burnt, used as practice to manage the large amount of crop residues produced by cereals rotation at the pre-mountains systems. Likewise, no differences in hydrophobicity were observed regarding sampling periods, i.e., short term (14 months, dryland site) compared with the shorter term at the central depression and the Andes foothill sites, respectively. Perhaps, besides the large area compromised by the fire (total of 570 hectares and 62 within this study), the temperatures in the soil were less than 200°C (Armas-Herrera, 2016), so it did not negatively impact the soil water affinity.

Equal trend was registered in SOC (Table 1), where besides the different values measured at the sites, the fire events did not change ( $P < 0.05$ ) the level of the SOC of the agricultural ecosystems. However, according to reports on forests

systems, the change in SOC due to high temperatures induced by the fire is still controversial (Adkins et al., 2019; Parro et al., 2019).



**Table 1.** Soil variables measured at three ecosystems of a Mediterranean environment after fires events on affected fire agricultural systems, such as vineyard (VIN) and cereal crop rotations (CROP1 and CROP2). No statistical differences ( $P < 0.05$ ) were found in soil variables at each site. Source: Self made.

	Dryland		Central depression		Andes foothill	
	Fire-VIN	NoFire-VIN	Fire-CROP1	NoFire-CROP1	Burn-CROP2	NoBurn-CROP2
<u>Soil depth 0-5 cm</u>						
H- WDPT <sup>1</sup>	< 5 s	< 5 s	< 5 s	< 5 s	< 5 s	< 5 s
H- MED <sup>2</sup>	0 M	0 M	0 M	0 M	0 M	0 M
SOC <sup>3</sup> (mg g <sup>-1</sup> )	9.87	10.95	37.75	32.35	33.27	34.52
CV* SOC (%)	22.96	8.43	11.99	18.15	2.21	3.69
SRQ <sup>4</sup> (μg C-CO <sub>2</sub> mg C <sup>-1</sup> )	36.28	35.63	26.46	26.33	12.29	12.67
CV* SRQ (%)	2.71	9.60	6.46	16.29	4.88	24.38
<u>Soil depth 5-10 cm</u>						
H- WDPT <sup>1</sup>	< 5 s	< 5 s	< 5 s	< 5 s	< 5 s	< 5 s
H- MED <sup>2</sup>	0 M	0 M	0 M	0 M	0 M	0 M
SOC <sup>3</sup> (mg g <sup>-1</sup> )	8.40	6.28	32.93	28.47	31.50	35.26
CV* SOC (%)	27.38	3.14	20.15	21.79	2.46	4.53
SRQ <sup>4</sup> (μg C-CO <sub>2</sub> mg C <sup>-1</sup> )	51.32	56.31	29.97	30.02	12.08	12.49
CV* SRQ (%)	14.41	17.95	15.78	12.77	3.82	28.22

<sup>1</sup> Hydrofobicity test of Water Drop Penetration Time (WDPT). Less than 5 seconds indicates a hydrophilic soil property.

<sup>2</sup> Hydrofobicity test of Molarity of an Ethanol Droplet (MED). 0 M indicates the soil is Very hydrophilic.

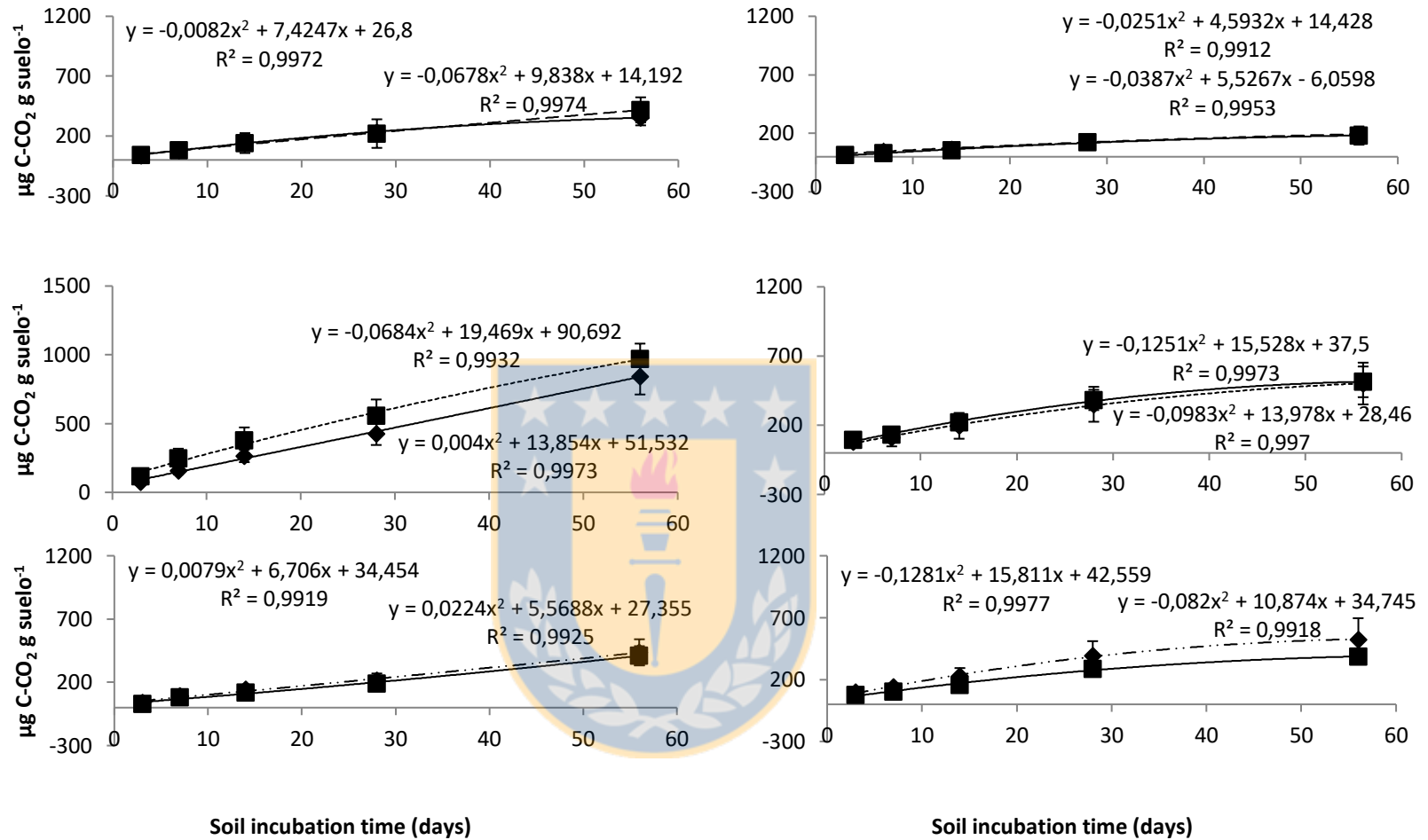
<sup>3</sup> Soil organic carbon

<sup>4</sup> Soil microbial respiratory quotient: microbial C-CO<sub>2</sub> (56 days) soil organic carbon<sup>-1</sup>

\* Coefficient of variation

Although SOC showed the same response to fire as the soil water repellence, the relationship between the C content as microbial substrate and the decomposition activity can provide a better understanding of fire consequences in the SOC turnover in agricultural systems. Particularly, the C mineralization produced by soil microbial decomposition of organic compounds followed the tendency of no distinction between NoFire and Fire/Burnt ( $P < 0.05$ ), with values around  $400 \mu\text{g C-CO}_2 \text{ g soil}^{-1}$  for VIN and CROP2 (56 days of soil incubation), whilst the heterotrophic activity was twice as much under CROP1 at the central depression. Lower levels of C mineralization were found at 5-10 cm depth, and generally, the C mineralization kinetic was equivalent between Nofire and Fire/Burnt treatments (Figure 1).





**Fig. 1.** Soil carbon mineralization (C-CO<sub>2</sub> evolved from microbial biomass) measured at three ecosystems of a Mediterranean environment: dryland (at the top of the figure), central depression (at the centre of the figure), and Andes foothill (at the bottom of the figure), after fires events on affected fire agricultural systems, such as vineyard (VIN) and cereal crop rotations (CROP1 and CROP2). Left side of the figure shows results from 0-5 cm soil depth, whilst the right side shows 5-10 cm depth. Diamonds represent the no fire treatment whilst squares represent fire. No statistical differences ( $P < 0.05$ ) were found at each site. Source: Self made.



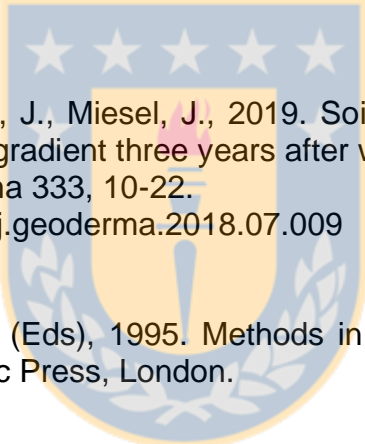
The ratio of the C used by the soil biomass showed no difference before and after the fire event ( $P < 0.05$ ) at any soil depth (Table 1). This might indicate that the nature of the C in the organic matter was not affected by the fire temperature, i.e. resilient C did not change its availability within the measured terms in this experiment. Based on i) the association between fire severity and intensity, with the decreased lability of SOM fractions, and mineralization kinetic (Adkins et al., 2019), and ii) the trend results between fire and burnt obtained here, we can presume that temperature and exposure time of the fire were not as high and long as to cause serious harm in soil C cycling at the agroecosystems studied. In this regard, the fire ecosystem disturbance would have mainly atmospheric consequences in the environment, due to the combustion of C crop residues, as the heterotrophic C-CO<sub>2</sub> produced showed is within the range the values of other agricultural systems in the region (Zagal et al., 2009). This preliminary finding, could be improved including a more detailed soil depth layers (Weninger et al., 2019), the quality of C in the fractions of SOM (Adkins et al., 2019), and perhaps the inclusion of soil enzyme activities. We previously tested the soil enzyme activity (0-5 cm) related to carbon, nitrogen, and phosphorous turnover, shortly after a fire in Patagonia in 2014 (unpublished data), and these environmental soil quality indicators detected the change in the soil produced by the fire. The  $\beta$ -glucosidase, urease and phosphatase activities were significantly depressed after four weeks of the fire event. As fires occurrence will be likely to be more frequent in Mediterranean environments, is imperative that research should be addressed

to achieve a better understanding of this type of disturbance for mitigation and adaptation policies, including agricultural systems.

## **Acknowledgments**

This research was funded by CONICYT ARIII70003.

## **References**



Adkins, J., Sanderman, J., Miesel, J., 2019. Soil carbon pools and fluxes vary across a burn severity gradient three years after wildfire in Sierra Nevada mixed-conifer forest. *Geoderma* 333, 10-22.  
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.009>

Alef, K., Nannipieri, P. (Eds), 1995. *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, London.

Armas-Herrera, CM, Martí, C., Badía, D., Ortiz-Perpiñá, O., Girona-García, A., Porta, J., 2016. Immediate effects of prescribed burning in the Central Pyrenees on the amount and stability of topsoil organic matter. *Catena* 147, 238–244.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.016>

Di Rienzo, JA., Casanoves, F., Balzarini, MG, Gonzalez, L., Tablada, M., Robledo, CW, 2011. InfoStat (version estudiante 2018) {software}. Universidad Nacional de Córdoba. <http://www.infostat.com.ar/>

Fernández-García, V., Miesel, J., Baezac, MJ, Marcos E., Calvo L., 2019. Wildfire effects on soil properties in fire-prone pine ecosystems: Indicators of burn severity legacy over the medium term after fire. *Applied Soil Ecology* 135, 147-156.  
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.12.002>

Girona-García, A., Badía-Villas, D., Martí-Dalmau, C., Ortiz-Perpiñá, O., Mora, JL, Armas-Herrera, CM., 2018. Effects of prescribed fire for pasture management on soil organic matter and biological properties: A 1-year study case in the Central Pyrenees. *Science of the Total Environment* 618, 1079-1087. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.127>

Jordán, A., Zavala, LM, González, FA, Bárcenas-Moreno G., Mataix-Solera, J., 2010. Repelencia al agua en suelos afectados por incendios; métodos sencillos de determinación e interpretación, en: Cerdà, A., Jordan, A. (Eds.), Actualización de métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales. Valencia: Càtedra de Divulgació de la Ciència. Universitat de València. FUEGORED. págs. 145 - 183

Knelman, JE, Graham, EB, Ferrenberg, S., Lecoivre, A., Labrado, A., Darcy, JL, Nemergut, DR, Schmidt, SK, 2017. Rapid shifts in soil nutrients and decomposition enzyme activity in early succession following forest fire. *Forests* 8, 347-359. doi:10.3390/f8090347

Parro, K., Köster, K., Jögiste, K., Seglinš, K., Sims, A., Stanturfa, JA, Metslaid, M., 2019. Impact of post-fire management on soil respiration, carbon and nitrogen content in a managed hemiboreal forest. *Journal of Environmental Management* 233, 371-377. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.050>

Rundel, PW., Arroyo, MTK, Cowling, RM, Keeley, JE, Lamont, BB, Pausas, JG, Vargas, P., 2018. Fire and plant diversification in Mediterranean-climate regions. *Frontiers in Plant Science* 9, 1-13. doi: 10.3389/fpls.2018.00851

Sadzawska R., A., Carrasco R., MA, Grez Z., R., Mora G., ML, Flores P., H., Neaman, A., 2006. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Revisión 2006. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Serie Actas INIA N° 34, Santiago, Chile, 164p.

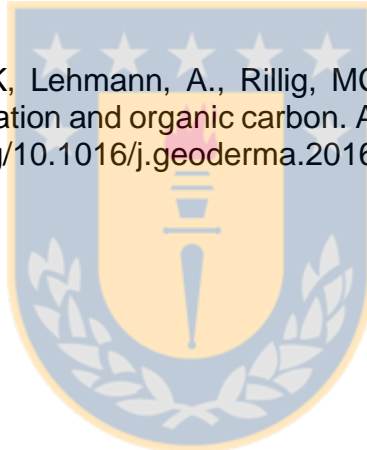
Saranya, KRL, Sudhakar Reddy, CS, Prasada Rao, PVV., 2016. Estimating carbon emissions from forest fires over a decade in Similipal Biosphere Reserve, India. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 4, 61 -67. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsase.2016.06.001>

Sawyer, R., Bradstock, R., Bedward, M., Morrison, RJ, 2018. Soil carbon in Australian fire-prone forests determined by climate more than fire regimes. *Science of the Total Environment* 639, 526–537. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.169>

Weninger, T., Filipović, V., Mešić, M., Clothier, B., Filipović, L., 2019. Estimating the extent of fire induced soil water repellency in Mediterranean environment. *Geoderma* 338, 187–196. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.12.008>

Zagal, E., Muñoz, C., Quiroz, M., Córdova, C., 2009. Sensitivity of early indicators for evaluating quality changes in soil organic matter. *Geoderma* 151, 191–198. [doi:10.1016/j.geoderma.2009.04.004](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.04.004)

Zheng, W., Morris, EK, Lehmann, A., Rillig, MC, 2016. Interplay of soil water repellency, soil aggregation and organic carbon. A meta-analysis. *Geoderma* 283, 39–47. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.07.025>



## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las tasas de respiración de cada sector se presentan en la Tabla 2 junto a los valores de respiración acumulada al día 28 y 56 de incubación para cada suelo estudiado.



Tabla 2. Valores de tasa de respiración y respiración acumulada medidos para los suelos de los tres sectores fisiográficos en estudio. Sin diferencias significativas ( $P < 0,05$ ) en las mediciones de cada sitio. n.d. = no disponible. Fuente: Elaboración Propia.

Ubicación	Factor	CO <sub>2</sub> -C (µg g suelo seco <sup>-1</sup> ) acumulado día 56 0-5 cm	Tasa de respiración (µg*g suelo seco <sup>-1</sup> *día <sup>-1</sup> ) 0-5 cm	CO <sub>2</sub> -C (µg g suelo seco <sup>-1</sup> ) acumulado día 56 5-10 cm	Tasa de respiración (µg g suelo seco <sup>-1</sup> *día <sup>-1</sup> ) 5-10 cm	CO <sub>2</sub> -C (µg g suelo seco <sup>-1</sup> ) acumulado día 28 0-10 cm
Secano interior	Sin Quema	426,7	7,6	136,5	2,4	377,8
		330,5	5,9	129,5	2,3	320,8
		303,7	5,4	94,4	1,7	356,8
	Con Quema	492,4	8,8	265,7	4,7	490,1
		343,9	6,1	112,1	2,0	203,9
		n.d.	n.d.	165,7	3,0	115,9
Depresión intermedia	Sin Quema	961,9	17,2	479,0	8,6	812,4
		702,2	12,5	382,6	6,8	588,6
		863,4	15,4	662,2	11,8	954,8
	Con Quema	843,1	15,1	435,1	7,8	751,6
		1038,1	18,5	n.d.	n.d.	607,8
		1031,2	18,4	591,9	10,6	1075,3
Precordillera andina	Sin Quema	277,9	5,0	429,3	7,7	602,2
		196,2	3,5	715,6	12,8	714,6
		191,0	3,4	421,1	7,5	508,3
	Con Quema	241,0	4,3	396,5	7,1	535,0
		200,4	3,6	372,9	6,7	420,0

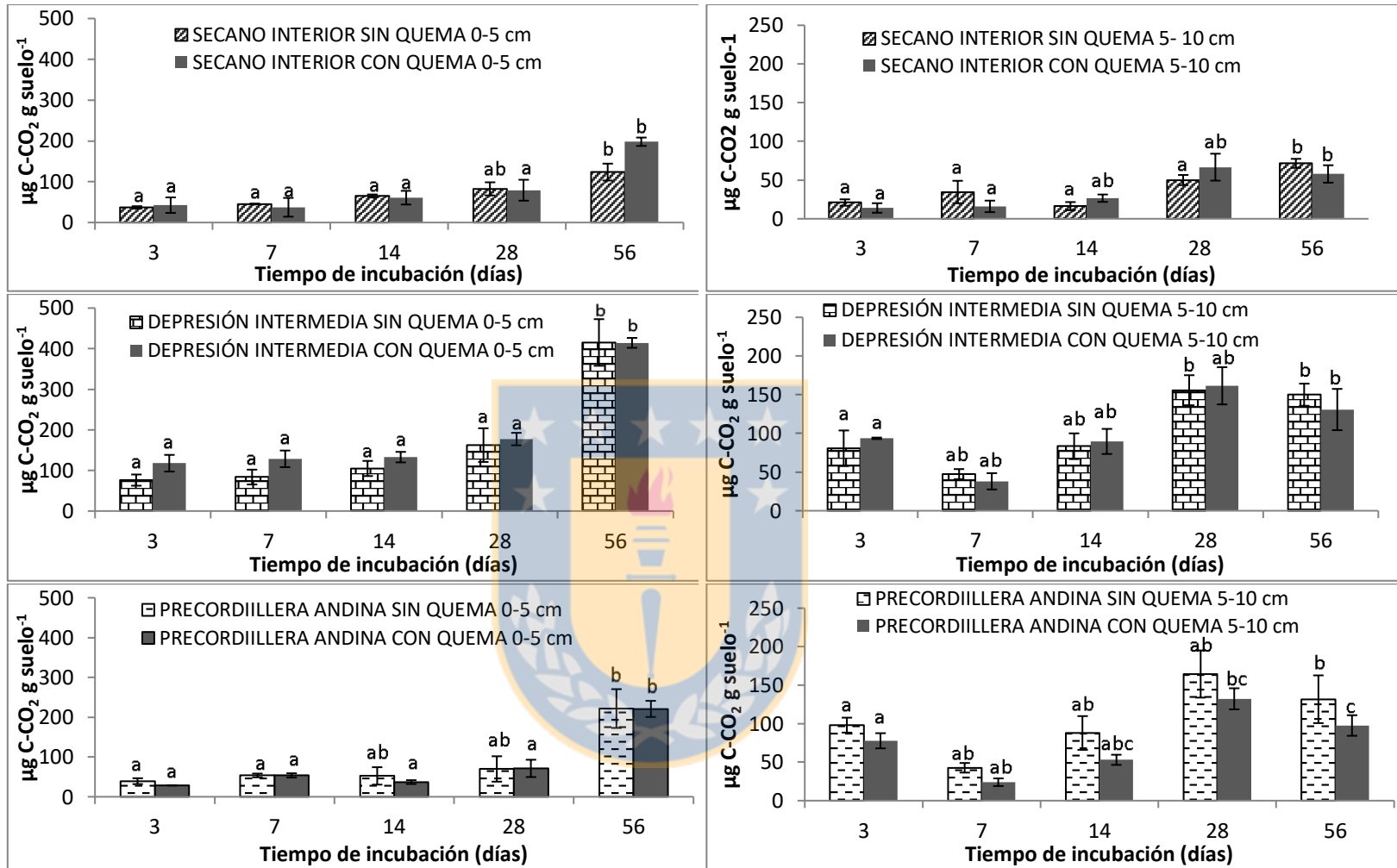


Figura 2. Respiración microbiana del suelo en las tres condiciones fisiográficas del centro-sur de Chile afectadas por incendio. Evaluación temporal de 0 a 5 cm (izquierda) y de 5 a 10 cm (derecha). Promedios con la misma letra no presentan diferencias significativas para cada sitio ( $p < 0,05$ ),  $n=9$ . Fuente: Elaboración Propia.

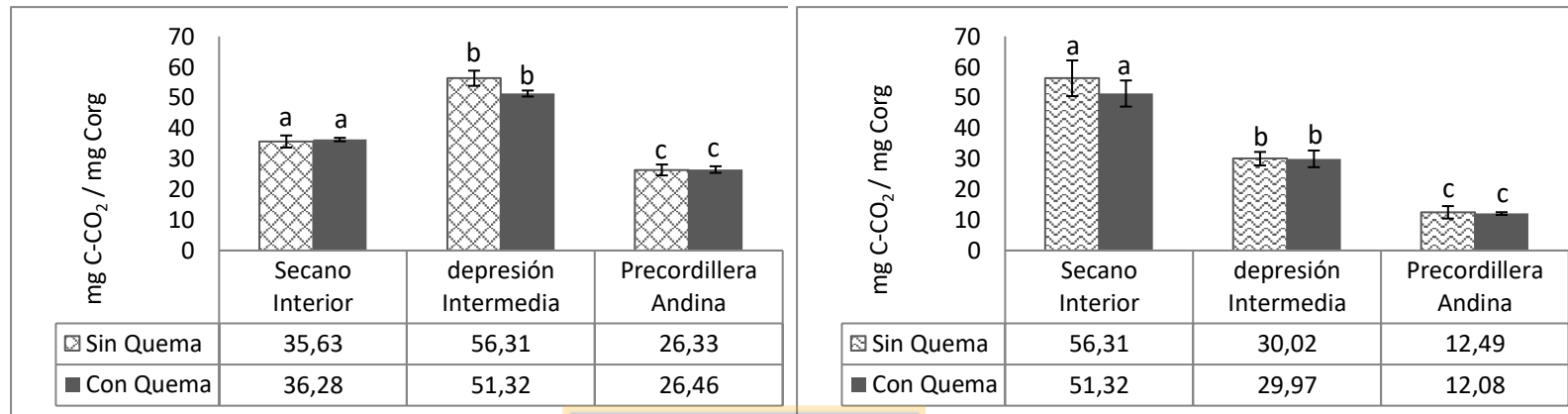


Figura 3. Cociente  $C_{\text{respirado}}/C_{\text{orgánico}}$  en tres condiciones fisiográficas del centro-sur de Chile afectadas por incendio. Profundidad 0 a 5 cm (izquierda) y profundidad 5 a 10 cm (derecha). Promedios con la misma letra no son presentan diferencias significativas para cada profundidad (Tukey  $p < 0,05$ ),  $n=3$ . Fuente: Elaboración Propia.

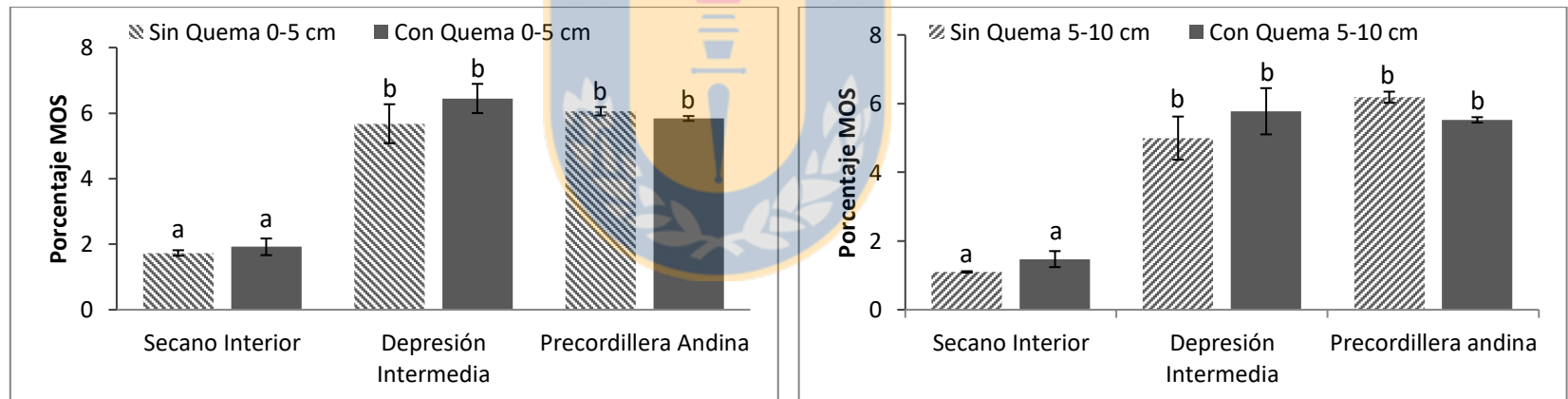


Figura 4. Porcentaje de materia orgánica en tres condiciones fisiográficas del centro-sur de Chile afectadas por incendio. Profundidad 0 a 5 cm (izquierda) y profundidad 5 a 10 cm (derecha). Promedios con la misma letra no son presentan diferencias significativas para cada profundidad (Tukey  $p < 0,05$ ),  $n=3$ . Fuente: Elaboración Propia.



Los valores de respiración acumulada no fueron diferentes estadísticamente entre suelos con quema y sin quema ( $p > 0,05$ ) para las dos estratas estudiadas (0-5 y 5-10 cm de profundidad) y en los tres ecosistemas. Los valores de emisión de C-CO<sub>2</sub> en la primera estrata de 0-5 cm del suelo, aumentaron a medida que se incrementó el tiempo de incubación en los tres casos (Figura 2). Las cantidades de los aportes parciales de C mineralizadas fueron acumuladas en el tiempo, y mostraron un modelo cuadrático para la actividad de mineralización microbiana del C (Figura 1). Los valores totales de respiración microbiana en todo el periodo de estudio, siguieron el orden depresión intermedia (842-971  $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g suelo}^{-1}$ ) > secano interior (353-418  $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g suelo}^{-1}$ ) y precordillera andina (411-436  $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g suelo}^{-1}$ ) (Figura 2).

En el agrosistema de viñas ubicado en el secano interior, la actividad de la biomasa microbiana no se ve afectada en las evaluaciones temporales de mineralización de C realizadas a los 3, 7, 14 y 28 días de incubación del suelo, donde las diferencias entre suelo con y sin quema fueron estadísticamente iguales ( $p > 0,05$ ). En la última evaluación el día 56 de incubación, la diferencia entre la mineralización de C en el suelo con quema fue notablemente mayor, pero aun así no se encontraron diferencias significativas.

En suelos de la depresión intermedia los resultados también mostraron no tener diferencias significativas entre suelo con y sin quema en todas las evaluaciones.

Para el sector de precordillera andina los valores de respiración microbiana obtenidos fueron similares a los del sector de secano interior y tampoco presentaron diferencias significativas entre suelos afectados y no afectados por quemadas.

En cambio, para la evaluación de la respiración de los suelos en la segunda estrata los valores de emisión de C-CO<sub>2</sub> en la profundidad de 5-10 cm del suelo, son menores que los de la primera estrata para los suelos de secano costero y depresión intermedia (menos de la mitad), no así para precordillera, donde los valores son similares a la primera estrata los días 3, 7 y 14.

Los valores de respiración microbiana en la estrata más profunda a través del tiempo fueron distintos a los presentados en la primera estrata para los suelos de depresión intermedia y precordillera, presentando un descenso en los días 7 y 14, para luego volver a incrementarse para el día 28 y 56 (Figura 2).

El hecho de que no se encontraran diferencias significativas entre los suelos con y sin quema puede explicarse en base a que los cambios ocurridos en la materia orgánica de los suelos no hayan sido suficientes como para producir un cambio en su disponibilidad hacia los microorganismos del suelo, como se ve en las Figuras 3 y 4.

Las diferencias entre depresión intermedia y los agrosistemas del secano interior y precordillera podría deberse a la calidad de la materia orgánica de los sistemas productivos.

En el estudio realizado por Zagal, et al., 2009, donde se analizó el efecto de rotaciones de cultivo se encontraron valores de 171,4 a 465,8  $\mu\text{g C g suelo}^{-1}$  a los 10 días de incubación y 420,4 a 1045,5  $\mu\text{g C g suelo}^{-1}$  a los 30 días. Al comparar estos valores con los encontrados al día 28 del presente estudio (Tabla 2) podemos decir que los valores son similares.



## CONCLUSIÓN

Lo expuesto anteriormente permite realizar las siguientes conclusiones.

El factor fuego no afectó la calidad de los suelos estudiados, ya que los indicadores analizados no presentaron diferencias significativas. Por lo tanto, no se vería afectada la hidrología de los sitios, en cuanto a la infiltración del agua y la escorrentía asociado a un aumento de la hidrofobicidad del suelo.

Asimismo, la respiración basal como fuente de CO<sub>2</sub> a la atmósfera resultado de la mineralización del carbono, no se vio afectada por el factor fuego. Así, se puede afirmar que no habría aumento del aporte de CO<sub>2</sub> a la atmósfera producto de la mineralización de C producido por los microorganismos del suelo, debido a un cambio en proceso en cada sitio estudiado.

Por otro lado, los valores de materia orgánica tampoco fueron alterados por el fuego, lo que refuerza la dependencia de estos indicadores con la materia orgánica. Estos hechos indican que la calidad de la materia orgánica de los suelos de los tres agroecosistemas no fue modificada por el factor fuego debido probablemente a una baja intensidad y severidad de los incendios/quema en los

sitios particulares.

Como sugerencia para futuras investigaciones se propone la evaluación de la severidad e intensidad del factor fuego y su efecto en la calidad de la materia orgánica.

