



Universidad de Concepción
Dirección de Postgrado
Facultad de Agronomía - Programa de Magister en Ciencias Agronómicas

**NATURALEZA ORGÁNICA DE LA DISPONIBILIDAD DE AZUFRE EN SUELOS
VOLCÁNICOS**

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

RAÚL SEBASTIÁN GONZÁLEZ GUIÑEZ
CHILLÁN-CHILE
2017

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

NATURALEZA ORGÁNICA DE LA DISPONIBILIDAD DE AZUFRE EN SUELOS VOLCÁNICOS

Aprobada por:

Carolin Córdova Sáez
Ing. Agrónomo, Mg. Cs., Ph.D.

Profesor Guía

Macarena Gerding Gonzalez
Ing. Agrónomo, Ph.D.

Evaluador Interno

Susana Fisher Ganzoni
Ing. Agrónomo, Mg. Cs., Dr.

Evaluador Interno

Inés Figueroa Cares
Ing. Agrónomo, Mg. Cs., Dr.

Director Programa



AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue llevada a cabo mediante el financiamiento otorgado por CONICYT para el proyecto FONDECYT 11130447, junto con el apoyo del Programa de Magister en Ciencias Agronómicas mención Suelo y Recursos Naturales, perteneciente a la Universidad de Concepción. Agradecemos a los agrónomos, Hernán Martínez, Mauricio Hernández y a INIA Cauquenes por proveer muestras para la realización de los ensayos.



TABLA DE CONTENIDOS

	Página
Índice de Figuras y Tablas.....	v
Resumen.....	vii
Summary.....	vii
Introducción.....	1
Materiales y Métodos.....	8
Resultados y Discusión.....	15
Consideraciones Finales.....	37
Conclusiones.....	41
Referencias.....	42



ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

	Página
Figura 1 Mineralización de S acumulada de los cuatro tratamientos evaluados cuantificado en el inicio y en el periodo de estudio.....	25
Figura 2 Concentración S en el material vegetal (%) de los cuatro tratamientos evaluados durante el periodo de estudio.....	26
Figura 3 Contenido de S ($\mu\text{g S kg}^{-1}$) de los cuatro tratamientos durante el periodo de estudio.....	27
Figura 4 Rendimiento en materia seca acumulada (g) de los cuatro tratamientos evaluados durante el periodo de estudio.....	28
Figura 5 Evolución del número de poblaciones bacterianas oxidantes del S aérobicas durante el periodo de estudio..	36
Figura 6 Evolución del número de poblaciones bacterianas oxidantes del S anaeróbicas durante el periodo de estudio.....	38
Figura 7 Representación gráfica de lo ocurrido en el tratamiento VS-MS, durante el periodo de estudio (150 días), a) sistema incubación abierta; b) maceta.....	41
Tabla 1 Descripción de los sitios en estudio.....	9
Tabla 2 Etapas y fechas de evaluación.....	11
Tabla 3 Análisis físicos para los suelos de cuatro sitios en estudio y retención de humedad determinada a punto de marchitez permanente (15 Atm) y capacidad de campo (1/3 Atm).....	16
Tabla 4 Propiedades químicas de los suelos en estudio.....	18

Tabla 5	SO ₄ ⁻² mineralizado (mg kg ⁻¹), rendimiento en materia seca (g), S-foliar (%) y contenido de S en el material vegetal (μg S kg ⁻¹), evaluado en la primera etapa de estudio.....	20
Tabla 6	SO ₄ ⁻² mineralizado (mg kg ⁻¹), rendimiento en materia seca (g maceta ⁻¹), S-foliar (%) y contenido de S en el material vegetal (μg S kg ⁻¹), evaluado en la segunda etapa de estudio.:.....	21
Tabla 7	SO ₄ ⁻² mineralizado (mg kg ⁻¹), rendimiento en materia seca (g), S-foliar (%) y contenido de S en el material vegetal (μg S kg ⁻¹), evaluado en la tercera etapa de estudio.:.....	22
Tabla 8	SO ₄ ⁻² disponible (mg SO ₄ ⁻² kg ⁻¹) de los cuatro tratamientos evaluados en las tres etapas de estudio.....	30
Tabla 9	Contenido de S biomásico (μg SO ₄ ⁻² g ⁻¹) de los cuatro tratamientos evaluados en el inicio y en las tres etapas de estudio.....	32
Tabla 10	Recuento de bacterias oxidantes del S (SOB) aérobicas de los cuatro tratamientos evaluados y en las tres etapas de estudio.....	34
Tabla 11	Recuento de bacterias oxidantes del S (SOB) anaeróbicas de los cuatro tratamientos evaluados y en las tres etapas de estudio.....	34
Tabla 12	Contenidos de S total (sin repetición) y estimados de S orgánico, descontando el S disponible en cada corte al S total, y utilización microbiana del S orgánico.....	40

NATURALEZA ORGÁNICA DE LA DISPONIBILIDAD DE AZUFRE EN SUELOS VOLCÁNICOS

ORGANIC NATURE OF SULFUR AVAILABILITY IN VOLCANIC SOILS

Palabras adicionales: Andisol, azufre biomásico, mineralización, bacterias oxidantes del S, cromatografía iónica.

RESUMEN

La disminución en la fertilidad del S está afectando a suelos con diversos contenidos de materia orgánica en el mundo. El objetivo de esta investigación fue relacionar el suministro de S proveniente de la actividad microbiana del suelo con el S disponible en suelos volcánicos. Para ello se evaluó la mineralización de sulfato orgánico potencial, y en un experimento de macetas con crecimiento de ballica se determinó la evolución del S disponible, biomasa microbiana S, y el número de bacterias oxidantes del S, además de la absorción de S por el cultivo, al inicio del experimento, y luego a las 5, 12, y 22 semanas de crecimiento. El S mineralizado fue alto en; VS-MS 27,2 mg kg⁻¹ < VS-LS 57,78 mg kg⁻¹ < VS-HS 78,96 mg kg⁻¹ y diferente ($p \leq 0.05$) en cada evaluación y suelo estudiado, y que la descomposición fue activa hasta las 12 semanas de incubación del suelo. Del ensayo en macetas, se observó un crecimiento y restricción de la masa bacteriana del suelo entre etapas de evaluación, y en contraste, las poblaciones de bacterias de la rizósfera mostraron un crecimiento significativo al final del experimento. A mayor contenido de S orgánico la mineralización de S aumentó en aproximadamente 3%. La población de bacterias oxidantes y absorción de S se incrementaron significativamente después de 150 días, mientras que el S disponible disminuyó. Esto demuestra la contribución del pool de microorganismos a la dinámica de transformación del S en suelos volcánicos con diferente contenido de S.

SUMMARY

The decrease in the fertility of the S is affecting soils with diverse contents of organic matter in the world. The objective of this research was to relate the S supply from the microbial activity of the soil with the S available in volcanic soils with different levels of organic matter (VS-HS, VS-MS, VS-LS). The potential organic sulphate mineralization was evaluated in a pot experiment with ryegrass growth, and the measurements of the

evolution of the available S, microbial biomass S, and the number of oxidant bacteria of S, the absorption of S by the crop, were analysed. The measurements were done at the start of the experiment, and then at 5, 12, and 22 weeks of crop growth. The decomposition was active until 12 weeks of soil incubation, and at each assessment period, the mineralized S followed the order: VS-MS 27.2 mg kg⁻¹ < VS-LS 57.78 mg kg⁻¹ < VS-HS 78.96 mg kg⁻¹ ($p < 0.05$). From the pot experiment, growth and restriction of soil bacterial mass was observed between stages of evaluation, and in contrast the populations of rhizosphere bacteria showed a more significant growth at the end of the experiment. At higher organic S content the S mineralization increased by approximately 3%. The population of oxidizing bacteria and S uptake increased significantly after 150 days, while the available S decreased. This shows the contribution of the pool of microorganisms to the dynamics of S transformation in volcanic soils with different S contents



INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas se ha producido una disminución del azufre (S) disponible en el suelo en Europa y diversas partes del mundo (Piotrowska-Dlugosz *et al.*, 2017; Zhao *et al.*, 2006, McGrath *et al.*, 2003; Chowdhury *et al.*, 2000), debido a prácticas agronómicas derivadas del manejo sustentable. Un ejemplo de ello es la baja o nula adición de fuentes minerales (fertilizantes) u orgánicas al suelo, la disminución drástica del contenido de S en los pesticidas y fungicidas (Zhao *et al.*, 2006), la intensificación de la producción agrícola con el uso de nuevas variedades altamente demandantes de nutrientes, y la legislación en torno a las buenas prácticas agrícolas empresariales que tienen como objetivo la disminución de las emanaciones gaseosas que producen el efecto invernadero (Irwin *et al.*, 2002). Esto último, tiene como consecuencia la disminución de este elemento en la atmósfera, donde era oxidado al reaccionar con el oxígeno y el vapor de agua atmosférico produciéndose moléculas de sulfato que retornan al suelo en la despositación ácida o material particulado (Granat y Rodhe, 1976). Las deficiencias observadas en el último tiempo han derivado al S en un nutriente limitante para la producción agrícola (McGrath *et al.*, 2003).

Por otro lado, el contenido de azufre inorgánico (sulfato), forma disponible para los cultivos, es extremadamente variable por factores como; inputs por parte del ambiente (deposición), descomposición de la materia orgánica, adición de fertilizantes, lixiviación, absorción por parte de los cultivos y actividad microbiana por lo que los requerimientos de este elemento son altamente variables (Eriksen, 1997).

Actualmente existe un déficit global de S que afecta principalmente a Asia y América, donde la deficiencia de S en los suelos se está transformando en un factor limitante para la producción agrícola, por lo cual la demanda por parte de los agricultores de fertilizantes azufrados estimuló a la industria agroquímica a desarrollar nuevas alternativas de alta especificidad de acuerdo a cultivos y

suelos, para solucionar esta problemática. Hoy en día, los fertilizantes azufrados más populares son; sulfato de amonio, superfosfato, sulfato de potasio y magnesio, los cuales proporcionan SO_4^{-2} rápidamente disponible para los cultivos. (Messick *et al.*, 2005).

En Europa, la deficiencia de S ha sido evaluada desde mediados de los años 80 determinando su impacto en la agricultura. En esta se ha observado una disminución de los rendimientos y calidad de la producción de los cultivos, no sólo en especies dependientes del azufre, como las oleaginosas (Grant *et al.*, 2012), sino también en cereales y forrajeras (Russi *et al.*, 2011) debido a que el S influye en su calidad proteica (Zhao *et al.*, 2006), asegurando un aumento en la calidad y producción de los cultivos.

El azufre es un elemento esencial para las plantas junto con N, P K (Piotrowska-Dlugosz *et al.*, 2017), el cual se encuentra entre los 10 nutrientes más abundantes en el universo (Stevenson y Cole., 1999). Tiene un papel fundamental en la síntesis de cisteína y metionina, aminoácidos esenciales (90% de azufre en la planta), en la formación de proteínas y también en la síntesis de coenzima A, biotina, tiamina y glutatión, además de catalizar la síntesis de clorofila (Eriksen *et al.*, 1997). El S, por lo tanto, tiene un rol protagónico en la nutrición vegetal (Eriksen, 2009), proporcionando resistencia a diferentes tipos de estrés, plagas y enfermedades, incidiendo directamente en el rendimiento del cultivo y la calidad del producto final. Con ello se evita el uso de grandes dosis de pesticidas, mejorando la absorción de N y impidiendo que éste llegue a aguas superficiales y subterráneas, disminuyendo la liberación de sus formas gaseosas y contribuyendo a reducir la contaminación atmosférica (Schnug y Haneklaus, 2005). En particular, el S es considerado un agente fundamental en el desarrollo de especies pertenecientes a la familia Cruciferae y Liliaceae, ya que participa en la síntesis de compuestos característicos de esas familias, como las alinas, glucosinolatos y fitoquelatinas. También el S en las leguminosas es una fuente importante de proteína vegetal (Jezierny *et al.*,

2010), teniendo implicancia en la fijación atmosférica de N, ya que la disponibilidad de S se encuentra estrechamente relacionada con la cantidad de enzima nitrogenasa y leghemoglobina. Esta última es una hemoproteína presente en los nódulos de raíces en plantas vasculares asociadas a bacterias fijadoras de N, teniendo un papel preponderante en la fijación de N en las leguminosas (Divito y Sadras, 2014),

Las plantas obtienen el S principalmente del suelo transportándolo por el xilema (Nath Mitra 2015), donde la concentración citoplasmática del sulfato permanece constante. El exceso de sulfato se almacena en la vacuola de la célula vegetal, cuya movilización es un proceso lento. Especialmente en oleaginosas, lo que por un lado explicaría la mayor necesidad de S por parte de estas especies, que son afectadas mayoritariamente en periodos de baja disponibilidad de S y durante el crecimiento vegetativo de cultivo (Nath Mitra 2015). Además de absorber S mineral (inorgánico) a la forma de sulfato (SO_4^{-2}), los cultivos también pueden obtenerlo a partir de la atmósfera en bajas concentraciones como dióxido de azufre (SO_2) a través de los estomas de las hojas.

El SO_4^{-2} es la forma química de azufre más absorbida por las plantas y usada en su metabolismo, a pesar de que se encuentra en muy baja proporción (< 5%) en los suelos agrícolas. Así, la mayor parte del azufre presente en el suelo, S-orgánico (> 95%), se encuentra formando moléculas orgánicas, las que constituyen una combinación compleja entre residuos de plantas y animales, además de microorganismos y humus nativo. Actualmente se conoce muy poco sobre la identidad química de las moléculas que contienen azufre junto con los miembros específicos de la biomasa microbiana que tendrían un rol fundamental en los procesos de transformación del azufre en el suelo (Kertesz y Mirelau, 2004; Eriksen, 2009; Stevenson y Cole, 1999). El S-orgánico es considerado el reservorio más importante de azufre en el suelo el cual se libera gradualmente (Aguilera *et al.* 2002) al ser mineralizado por los microorganismos oxidantes del S (SOB) y enzimas del suelo como la arilsulfatasa (Eriksen, 2009;

Stevenson y Cole, 1999), cuya actividad potencial depende de las condiciones físico químicas del suelo (Bowles *et al.*, 2013). El proceso de mineralización puede variar según el tipo de suelo, clima y manejo agronómico, determinando la cantidad de azufre en la solución del suelo y por ende la cantidad del mineral disponible para la absorción por las raíces, considerando también otros procesos de pérdidas como la volatilización y la lixiviación (Eriksen, 2009).

El rol de la biomasa microbiana es preponderante en la dinámica de nutrientes contenidos en la materia orgánica del suelo, como N, P, o S, debido a que interfiere directamente en el ciclaje de nutrientes, y por ende en la fertilidad del suelo y en procesos asociados a la nutrición de los cultivos (Wu *et al.*, 1993), mediante procesos oxidativos como la mineralización, que suministra de nutrientes al pool soluble del suelo. Por otro lado, microorganismos presentes en el suelo también participan en procesos de inmovilización temporal de estos nutrientes en sus contenidos celulares. Ocio *et al.*, 1991, demostraron que transcurridos 7 días de la incorporación, en campo, de paja de trigo, las cantidades de N inorgánico en solución disminuyeron considerablemente, y la biomasa microbiana se duplicó, lo que muestra una interacción entre procesos de inmovilización y crecimiento de la biomasa microbiana. Es así como todo modelo de transformación de la materia orgánica para cualquiera de los elementos contenidos (C, N, P, y S) siempre contiene un módulo o compartimento para biomasa microbiana, reconociendo así la función de descomposición y de reorganización que cumplen los microorganismos en el suelo (Parton *et al.*, 1993). Su rol se ha descrito como “el ojo de la aguja”, lo que significa que a pesar del minúsculo tamaño de la biomasa microbiana respecto al total de C y nutrientes contenidos en la materia orgánica, el proceso de transformación y ciclaje de ellos no ocurriría sin la presencia de los microorganismos (Banerjee y Chapman, 1996).

Como se señalaba anteriormente, los cultivos enfrentan constantemente una problemática en la obtención de S para su desarrollo debido a que el suministro

de SO_4^{-2} para la absorción se encuentra en bajas cantidades. Esto ocurre específicamente por la predominancia de moléculas como los ésteres de sulfato, o aquellas en que el S se encuentra ligado al C, lo cual surge en parte por la incorporación de material biológico como residuos vegetales, excretas de animales y por procesos de ciclaje de compuestos azufrados en el propio suelo (Kertesz *et al.*, 2007). Estas formas de azufre presentes en el suelo no están disponibles para los cultivos por lo que deben ser transformadas a una forma inorgánica, que son absorbidas por las plantas. Este proceso está mediado principalmente por comunidades microbianas presentes en el suelo, especialmente en condiciones de deficiencia de S. De estas poblaciones aún se conoce poco (Kertesz y Mirelau, 2004), y es importante investigar debido a su rol en la solubilización del S.

Wu *et al.*, 1994, señalan que una vez que el S es inmovilizado por la biomasa microbiana, se transforma en S orgánico el cual puede ser más tarde remineralizado. Al respecto, para la transformación del S orgánico, Eriksen (2009) señala que fluctuaciones en la biomasa microbiana se relacionan con los niveles de azufre inorgánico en el suelo, es decir los periodos de disminución de biomasa se relacionan con procesos de mineralización, y los periodos de aumento de biomasa se relacionan con procesos de inmovilización debido a que también los microorganismos absorben azufre para suplir sus necesidades metabólicas, proceso que puede ser considerado como un indicador de la condición que existe en el suelo para la potencial disponibilidad de los nutrientes. Sin embargo Eriksen (2005), señala que la mineralización de S involucra procesos biológicos y bioquímicos, donde la mineralización de azufre unida a compuestos orgánicos es exclusivamente dependiente de la biomasa microbiana, mientras que los ésteres de sulfato pueden ser hidrolizados por la enzima arilsulfatasa. También señala que los procesos de inmovilización pueden ocurrir en respuesta a la adición de carbono, mientras que la mineralización temprana ocurre mediante hidrólisis bioquímica del sulfato

orgánico de los residuos. Por otro lado Kertesz y Mirleau (2004), señalan que los ésteres de sulfato y otros compuestos azufrados ligados al carbono, pueden estar biodisponibles para los cultivos debido a una conversión de estas moléculas mediada por los microorganismos presentes en el suelo, además de ser responsables de la inmovilización del sulfato. Esta transformación ocurre primero en ésteres de sulfato y luego en S ligado al C. Además indica que la velocidad de transformación de los compuestos azufrados en el suelo depende de las comunidades microbianas presentes, además de su actividad metabólica, aunque aún no se conoce muy bien cuáles son las especies que controlan estos procesos. Una de las especies estudiadas fue *Pseudomonas putida*, bacteria comúnmente encontrada en la rizósfera cuyo metabolismo está relacionado con las moléculas de éster sulfato. Zhao *et al.*, 2006, también señala que la mineralización bruta de S depende estrechamente de las especies reductoras del S más que de las oxidantes del S, señalando que las moléculas de S unidas al carbono son la principal fuente de S orgánico para la mineralización en el corto plazo. Sin embargo la relación que existe entre la actividad microbiana y ciclo del S no ha sido investigada, así como tampoco de los agentes microbianos específicos que participan en estos procesos (Kertesz y Mirleau, 2004).

La agricultura es una actividad importante en el mundo, por lo que cualquier mejora en el aspecto de manejo agronómico de los cultivos es fundamental para mantener o aumentar los rendimientos y mejorar su calidad alimenticia.

Particularmente en Chile, de las 75,6 millones de hectáreas de territorio nacional, 51,6 millones de hectáreas constituyen la superficie asociada a las explotaciones agropecuarias y forestales (ODEPA, 2013), y específicamente cerca de 40 millones de hectáreas son suelos derivados de cenizas volcánicas. Estos suelos se caracterizan por ser fértiles y profundos, de buenas características físicas con un alto potencial agrícola y productivo, donde aún no se ha investigado a fondo la dinámica del azufre en el suelo en las condiciones

locales. Además la producción agrícola en Chile ocurre bajo diversas condiciones, que podrían implicar variaciones en los niveles de S disponible en el suelo. Así por ejemplo, la presencia de fuentes industriales o volcánicas de S a diferentes distancias de zonas agrícolas, manejos agronómicos diferentes los que incluyan o no productos que contengan S, el uso de nuevas variedades de cultivos con diferentes demandas nutricionales, además de la exigencia existente en calidad proteica y/o alimenticia de granos o forrajes.

Los suelos Andisoles son ampliamente distribuidos en el mundo, preferentemente en regiones que poseen volcanes activos o extintos, están presentes en los cinco continentes destacando países como; Italia, Francia, Camerún, Kenia, Chile, Japón, Nueva Zelanda, entre otros (Shoji y Nanzyo, 1993). Estos suelos se caracterizan por ser fértiles, profundos, de buenas características físicas con un alto potencial agrícola y productivo, además de muy variables entre sí, donde aún no se ha investigado a fondo la dinámica del azufre en el suelo en las condiciones específicas para cada país, como lo ha hecho Eriksen (1997) en los suelos Daneses.

Al respecto existen algunas investigaciones puntuales en suelos de la zona sur, realizadas por Aguilera *et al.*, 2002, donde estudiaron el enriquecimiento de S en las fracciones orgánicas del suelo separadas químicamente, resultando ser la fracción ligera la poseedora de cerca del 40% del S presente en el suelo. Por otro lado Alfaro *et al.* 2005, evaluaron los efectos de diferentes fuentes y dosis de aplicación de S en trigo y pradera, respectivamente, donde se obtuvo un incremento en la extracción de fósforo en ambos sistemas, sin encontrar diferencias significativas en los rendimientos de los cultivos en estudio. Silva *et al.*, 2007 investigaron la incidencia de la temperatura y la humedad sobre la oxidación de S elemental de suelos derivados de cenizas volcánicas, para verificar el efecto de la aplicación de enmiendas azufradas, resultando ser ambas variables (temperatura y humedad) significativas en el proceso de oxidación del S, sin poder aplicar un modelo único para representar la cinética

de la oxidación del S bajo las diferentes condiciones evaluadas. Por lo tanto aún existe desconocimiento de las transformaciones y condiciones que existen respecto al S en condiciones locales. Es decir, si existen o no deficiencias, y de ser así cuál sería su magnitud y cuáles son las alternativas sustentables para la aplicación de fuentes azufradas al suelo o al cultivo.

Los suelos volcánicos presentes en Chile se caracterizan por ser formados bajo condiciones húmedas y frías donde predominan microorganismos como hongos y actinobacterias, que realizan actividad bioquímica y enzimática, altos niveles de materia orgánica, junto con la presencia de arcillas cargadas negativamente que presentan una alta capacidad de intercambiar cationes (Aguilera *et al.* 2002, Heredia *et al.*, 2002). Por lo tanto estos suelos son un escenario particular donde la dinámica del S permanece aún sin ser completamente entendida, debido a que se ha centrado la atención en las transformaciones del carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P) principalmente (Heredia *et al.*, 2002).

Es por ello que esta investigación tiene por objetivo dilucidar algunas de las relaciones de los componentes orgánicos del suelo ligados al S. Resolver la relación que existe entre el componente orgánico del suelo y el azufre disponible para los cultivos, utilizando suelos derivados de cenizas volcánicas con altos contenidos de materia orgánica, la que se relaciona directamente con la biomasa microbiana, que contiene entre 1-3% del azufre orgánico del suelo (Banejee y Chapman, 1996), y cumple una función fundamental en la transformación del azufre en el suelo, que determinarían los niveles de S encontrado en el suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio y muestreo de suelos

En el ensayo se utilizaron cuatro suelos de sitios diferentes descritos en la tabla 1. En tres de los cuatro suelos, el material parental son cenizas volcánicas modernas (Stolpe, 2005), ubicados en la pre cordillera de Los Andes, de

topografía ondulada con pendientes complejas y a 390 m.s.n.m. La precipitación anual alcanza entre 1500 – 2500 mm, mientras que la temperatura media son 14°C.

Las diferencias entre sitios de precordillera son los niveles de disponibilidad de S. Así, se estudió un suelo volcánico con deficiencias de S (9 mg SO₄⁻² kg⁻¹; VS–LS), un suelo volcánico con un nivel medio de S (22 mg SO₄⁻² kg⁻¹; VS–MS) y suelo volcánico con un nivel alto de S (36 mg SO₄⁻² kg⁻¹; VS–HS).

El tratamiento control fue un suelo con deficiencias severas de S (1 mg SO₄⁻² kg⁻¹; GS-LS), de material parental compuesto por materiales graníticos y/o granodioríticos (Stolpe, 2005), ubicado en el seco costero a 164 m.s.n.m y de topografía variable con lomajes y cerros. La precipitación anual alcanza los 1000 – 1200 mm, mientras que la temperatura media son 15°C.

Tabla 1. Descripción de los sitios en estudio.

Tratamiento	Clasificación	*Serie	Localidad	Rotación de cultivos
VS-LS ¹	Andisol	Santa Bárbara	Yungay	37°08'47" S 71°57'05" O Avena-trigo
VS-MS ²	Andisol	Santa Bárbara	Yungay	37°08'46" S 71°56'24" O Avena-trigo
VS-HS ³	Andisol	Santa Bárbara	El Carmen	36°59'34" S 71°55'33" O Avena-trigo
GS-LS ⁴	Alfisol	Cauquenes	Cauquenes	35°54'24" S 72°17'25" O Praderas naturales degradadas y espinales

VS-LS¹: Suelo volcánico con un nivel bajo de S; VS-MS²: Suelo volcánico con un nivel medio de S; VS-HS³: Suelo volcánico con un nivel alto de S; GS-LS⁴: Suelo granítico con un nivel bajo de S.

(Fuente: Elaboración propia. Clasificación de suelos realizada por *Stolpe, 2005)

El criterio de muestreo consistió en tomar 20 a 25 sub-muestras de la capa arable del suelo (0-23 cm) por unidades homogéneas de muestreo, siguiendo

un patrón sistemático (zig - zag), formando una muestra compuesta. Los suelos de cada sitio fueron tamizados a 10 mm, y a cada muestra compuesta se le realizó un análisis físico y químico antes de iniciar el ensayo. El objetivo fue ajustar los contenidos de humedad del suelo a capacidad de campo y realizar las incubaciones en macetas y en el sistema abierto, y además corregir los macronutrientes a excepción de S, de tal manera de conservar las diferencias en S disponible entre los suelos, en el ensayo de macetas.

Se siguió un diseño completamente al azar con muestra repetida, donde los datos obtenidos para; S-mineralizado ($\text{mg SO}_4^{-2} \text{ kg}^{-1}$), rendimiento de materia seca (g maceta^{-1}), S-foliar (%) y contenido de S en el material vegetal ($\mu\text{g kg}^{-1}$), rendimiento, se sometieron a un análisis de varianza (95% de significancia), y comparación de medias, usando la prueba de diferencias mínimas significativas (DMS) Los datos obtenidos de S-disponible se analizaron de forma no paramétrica con la prueba de Kruskal-Wallis (95% de confianza), debido a que su varianza no fue homogénea. Los análisis estadísticos se realizaron con el Software estadístico Infostat (Balzarini *et al.*, 2008).

Experimentos

Se analizó la dinámica de mineralización de S en dos tipos de suelo (Andisol y Alfisol), en dos experimentos de mediano plazo (150 días), conducidos bajo condiciones controladas. El primer experimento consta de un ensayo en macetas con presencia de planta (*Lolium perenne* L), que indica la cantidad de sulfato que es mineralizado y absorbido por la planta. Paralelamente se realizó una incubación abierta de suelo, donde se evaluó la mineralización potencial de S, sin presencia de plantas.

1. Ensayo en macetas

Se utilizaron 36 macetas plásticas (2,5 L) con 1,5 kg de suelo (Reddy *et al.*, 1981) por unidad experimental, las cuales fueron sembradas con 2 g de semillas de *Lolium perenne* L. y regadas diariamente con 100 ml de agua destilada (Opazo *et al.*, 1999). Las macetas fueron mantenidas en un

invernadero a condiciones controladas con suministro constante de agua, donde se evaluaron variables relacionadas con la mineralización de S en tres momentos específicos (Tabla 2).

Variables en estudio

Una vez germinadas las semillas, se realizó un monitoreo semanal de la altura de las plantas y cuando estas alcanzaron una altura cosechable (10 - 15 cm), se iniciaron las evaluaciones de suelo y planta. Al momento de la evaluación se tomaron al azar 3 macetas por tratamiento, utilizando el suelo contenido en la maceta, el cual se almacenó a 4°C hasta su análisis, determinándose S disponible, mineralización orgánica del S, biomasa microbiana, recuento de poblaciones microbianas. Por otro lado al material vegetal, se le determinó materia seca, y concentración foliar de S. Las determinaciones fueron realizadas en el laboratorio de Investigación del Depto. de Suelos y Recursos Naturales, y el conteo bacteriano en el laboratorio de Bacteriología del Depto. de Producción Vegetal, ambos pertenecientes a la Facultad de Agronomía de la Universidad de Concepción.

Tabla 2. Etapas y fechas de evaluación

Periodos de crecimiento	Fecha
Inicio - siembra	16-08-2016
Corte 1	20-09-2016
Corte 2	18-11-2016
Corte 3	20-01-2017

(Fuente: Elaboración propia).

1.1 Determinación de S disponible

Para la determinación del S disponible se utilizó la metodología descrita por Sadzawka *et al.*, 2006, para la obtención de los extractos. Sin embargo para la determinación de sulfato se usó cromatografía iónica, y no turbidimetría (método tradicional, pero impreciso). Para ello se pesaron 20 g de suelo seco al

aire (< 2 mm) en un envase plástico de base cuadrada (150 mL), incluyendo dos blancos cada 12 muestras. A los envases con la muestra de suelo seco se les agregaron 50 mL de solución de dihidrógeno fosfato de calcio ($\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$) $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ y se agitó en un agitador recíproco horizontal durante 30 min a $180 \text{ golpes min}^{-1}$ a una temperatura de $20 - 25^\circ\text{C}$. Se dejó decantar durante 1 h y se filtró con papel filtro (Whatman™ n° 42 de 125 mm). El SO_4^{-2} extraído fue determinado mediante cromatografía iónica, inyectando el extracto en el cromatógrafo y utilizando un filtro de $0,45 \mu\text{m}$, con el fin de asegurar que no ingresen partículas contaminantes al equipo.

1.2 Determinación de S microbiano biomásico

La determinación de S biomásico se realizó según la metodología propuesta por Wu *et al.* 1994, donde se acondicionaron 100 g de suelo (< 2 mm) al 100% de la humedad aprovechable en matraces de 250 mL, los cuales fueron incubados a 25°C por 10 días, para acondicionar a los microorganismos a las condiciones de temperatura. Debido a que habían sido almacenados a 4°C , temperatura que mantiene al mínimo la actividad microbiana. Se utilizaron 3 repeticiones de 10 g de suelo en envases de vidrio de 250 mL de capacidad, y se introdujeron en un desecador donde fueron expuestos a vapores CHCl_3 por 24 horas (Jenkinson y Powlson, 1976), en condiciones de vacío y en presencia de agua libre, con el fin de mantener la humedad de las muestras. Paralelamente en otro desecador se colocaron las muestras sin fumigar, las cuales se mantuvieron en las mismas condiciones de agua libre que el desecador utilizado en la fumigación. Una vez cumplidas las 24 h de fumigación, se dejaron las muestras bajo campana durante 30 min de manera de eliminar los vapores de CHCl_3 . Las muestras fumigadas y no fumigadas, se trasvasijaron a envases plásticos y se les agregó la solución extractante, CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$, en la relación 1:2 (p:v), se agitaron horizontalmente por 1 hora a $180 \text{ golpes min}^{-1}$ y se dejaron decantar por 30 min. El sobrenadante fue filtrado utilizando un papel filtro (Whatman™ n° 42 de 125 mm). Los extractos obtenidos fueron oxidados de manera de transformar el

S-orgánico a SO_4^{-2} . Para ello se usó una alícuota de 4 mL del extracto y se digestó con 1 mL de H_2O_2 en un baño de arena a 160°C por 5 horas. Luego, con la muestra fría, se adicionó 0,2 mL de HCl y 0,5 mL de H_2O_2 , colocándolo en el baño arena por 15 horas más. El extracto obtenido y oxidado fue almacenado en frío (-15°C), hasta su determinación, donde mediante cromatografía iónica se midió el SO_4^{-2} soluble de las muestras con y sin fumigación. Para el cálculo del S-biomásico, se utilizó la relación propuesta por Wu *et al.*, 1994 quienes calculan un cociente entre la diferencia entre el S extraído en el tratamiento fumigado y no fumigado, partido por el factor de corrección el cual dependerá de la relación suelo:solución extractante (p:v), por lo que el factor utilizado fue 0,31.

1.3 Recuento de poblaciones bacterianas

El recuento de poblaciones bacterianas oxidantes del S (SOB), fue realizado de acuerdo a la metodología descrita por Luo *et al.*, (2013), donde se tomó, a partir de la rizósfera, 1 g de suelo y fue tamizado a 2 mm. La muestra fue suspendida en 10 mL de una solución buffer fosfato estéril. Esta se agitó por 30 s, en un agitador Vortex y se le realizaron diluciones en serie para cuantificar el número de microorganismos viables mediante recuento en placa (McCrary *et al.* 1915). Las diluciones fueron sembradas en placas Petri con medio ACM (medio de cultivo aeróbico) para SOB aeróbicas y ANCM (medio de cultivo anaeróbico) para SOB anaeróbicas. El medio enriquecido ACM contiene (en g L^{-1}): $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$, 6,00; NaH_2PO_4 , 1,22; Na_2HPO_4 , 1,39; NH_4Cl , 1,00; MgCl_2 , 0,10; FeCl_3 , 0,03; CaCl_2 , 0,03; MnCl_2 , 0,03; KNO_3 , 0,50; CH_3COONa , 1,00; NaHCO_3 , 2,00. Mientras que el medio de cultivo ANCM, para el aislamiento y cultivo de SOB anaerobias contiene (en g L^{-1}): $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$, 10,00; NaH_2PO_4 , 2,45; Na_2HPO_4 , 2,78; NH_4Cl , 1,00; MgCl_2 , 0,50; CH_3COONa , 1,00; succinato de sodio, 1,00; NaHCO_3 , 3,00; KNO_3 , 0,50; NaCl , 1,00. Se añadió agar (2%) como agente solidificante, y fueron esterilizados en autoclave a 1 atm de presión y 120°C por 15 minutos. Una alícuota de 100 μL de cada suspensión de suelo fue depositada en la

superficie del agar la cual fue diseminada con una varilla de vidrio estéril. Todo el proceso de dilución y de inoculación de placas se realizó en una cámara de flujo laminar. Las placas inoculadas fueron incubadas a 25°C durante 7 días. Las placas ANCM, para el cultivo de bacterias anaeróbicas, fueron incubadas en una cámara de anaerobiosis Gaspak™ (BD Diagnostic, USA)

1.4 Rendimiento de materia seca

Una vez que las plantas alcanzaron una altura cosechable (10 – 15 cm) se evaluó el rendimiento de materia seca en las tres etapas mencionadas anteriormente. Para ello se le realizó un corte destructivo (1 cm de altura) a las macetas a analizar (3 por tratamiento) y un corte de mantención (5 cm de altura) a las macetas que pasan a la siguiente etapa. El follaje cosechado se colocó en bolsas de papel y se secó en una estufa con aire forzado a 65°C por 24 h. Una vez seca la muestra se introdujo en un molino hasta que pase por un tamiz 1,0 mm, y se almacenó en un recipiente de plástico hermético en un lugar oscuro, frío y seco (Sadzawka *et al.*, 2004).

1.5 Concentración foliar de S

Se tomaron 1 - 3 g de muestra de tejido vegetal seca y molida (1 mm) en un crisol y calcinó a 500°C durante 4-8 h. Se dejó enfriar a temperatura ambiente y se les agregó; 1-2 mL de agua para humedecer las cenizas y 10 mL de ácido clorhídrico (HCl) 2 mol L⁻¹, luego se dejaron hervir en una plancha calefactora. Una vez frías, el contenido del crisol se filtró mediante un papel filtro (< 3 µm) recibiendo el filtrado en un matraz aforado de 50 mL, al cual se le agregó 1mL de cloruro de bario, se dejó reposar durante 30 min, se agitó y se leyó la absorbancia a 440 nm (Sadzawka *et al.*, 2004).

2. Ensayo mineralización de azufre en incubación abierta

La incubación abierta de suelo (sin cultivo) fue conducida y evaluada paralelamente al ensayo de macetas. Para ello se utilizó el método descrito por Maynard *et al.*, 1983, el cual mediante el uso de embudos Büchner (110 mm) con un papel filtro de fibra de vidrio de 42,5 mm en su base, se colocó la

muestra de 30 g de suelo (< 2 mm) en mezcla con arena (1:1) y perlita con el fin de mantener la humedad de la muestra. El sistema se cubrió con parafilm y papel de aluminio para evitar pérdida de humedad y se montó sobre un matraz kitasato de 200 mL. Al inicio del experimento se dejó drenar 150 mL de solución dihidrógeno fosfato de calcio ($\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 0,01 mol L⁻¹ y 150 cloruro de calcio (CaCl_2) 0,01 mol L⁻¹ de manera de lixiviar el S soluble y adsorbido. En el inicio y en cada una de las tres etapas se determinó la mineralización potencial, para ello se dejó drenar 150 mL de solución de CaCl_2 0,01 mol L⁻¹ en pulsos de 50 mL, el lixiviado fue obtenido con la ayuda de una bomba de vacío conectada al matraz kitasato. El extracto fue almacenado en frío (-15°C), hasta su determinación, el cual fue cuantificado mediante cromatografía iónica para evaluación del SO_4^{2-} mineralizado. Al inyectar el extracto en el cromatógrafo se utilizó un filtro de 0,45 µm, con el fin de asegurar que no ingresen partículas contaminantes al equipo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis físico y químico de los suelos en estudio

El análisis físico de suelos (Tabla 3) indica que los suelos volcánicos en estudio (VS-LS, VS-MS y VS-HS) poseen texturas medias (franco y franco limosa) en la estrata estudiada (0 - 23 cm), lo que coincide con Stolpe (2005). Este autor además señala que estos “trumaos” poseen una capacidad de uso IIIe-VIIIe, son ampliamente cultivables, de buenas aptitudes para el cultivo de frutales, cereales y praderas. Generalmente en estos suelos se pueden obtener altos rendimientos de cultivo si son manejados agronómicamente de acuerdo a sus limitaciones. Debido a las aptitudes físicas que presentan estos suelos, como una baja densidad aparente (<1 g cm⁻³), alta capacidad de retención de humedad, y buen drenaje (Dahlgren *et al.*, 2004), los rendimientos esperados de cultivos en suelos Andisol son altos.

Por otro lado el suelo granítico (GS-LS), que se ha originado a partir de la meteorización de rocas graníticas cuarzosas, posee una textura moderadamente

más gruesa (franco arenosa), y una menor retención de humedad, respecto a los suelos volcánicos en estudio, lo que coincide con lo publicado por Stolpe (2005), quien señala además que estos suelos poseen una capacidad de uso IIIw, IVe, VIe y VIIe. Por tanto, el suelo del tipo granítico tendría una cierta aptitud agrícola, y en general son suelos cultivados con cereales y praderas, con moderados rendimientos, y en algunos casos con aptitud forestal.

Tabla 3. Análisis físicos para los suelos de cuatro sitios en estudio y retención de humedad determinada a punto de marchitez permanente (15 Atm) y capacidad de campo (1/3 Atm).

Tratamientos	Sistema U.S.D.A.				Retención de humedad	
	Arena%	Limo%	Arcilla%	Textura	1/3 (Atm)	15 (Atm)
VS-LS ¹	29,8	50,5	19,7	F- L ⁵	60,46	33,25
VS-MS ²	34,3	41,9	23,8	F ⁶	43,62	23,99
VS-HS ³	25,4	55,7	18,9	F – L ⁵	63,63	35,00
GS-LS ⁴	72,8	15,6	11,6	F – A ⁷	8,55	6,93

VS-LS¹: Suelo volcánico con un nivel bajo de S; VS-MS²: Suelo volcánico con un nivel medio de S; VS-HS³: Suelo volcánico con un nivel alto de S; GS-LS⁴: Suelo granítico con un nivel bajo de S; F – L⁵: Franco Limoso; F⁶: Franco; F – A⁷: Franco Arenoso.
(Fuente: Elaboración propia).

El análisis químico (Tabla 4) indica que los suelos en estudio posee un pH medio, cercano a neutro, en el rango de 6,0 - 6,35, con un alto contenido de materia orgánica en los suelos volcánicos en el rango de 10 – 13 %, en comparación con el suelo granítico (GS-LS) y otros suelos no volcánicos (Aguilera *et al.*, 1997). Esto indicaría que los tratamientos VS-LS, VS-MS y VS-HS tienen una mejor fertilidad es decir un mayor contenido de nutrientes como, fósforo (P) y nitrógeno (N), además del suministro de S-orgánico mineralizable, el cual debiese ser alto en estos suelos. El contenido de N disponible fue bajo en todos los tratamientos a excepción de VS-HS (23,3 mg kg⁻¹). Sin embargo, los niveles de P y potasio en los

tratamientos de suelos volcánicos estuvieron en un rango medio – alto, mientras que el suelo granítico poseía un nivel bajo de estos elementos.

Con respecto a la capacidad de intercambio catiónico, los tratamientos derivados de cenizas volcánicas se encontraron en un nivel medio, a excepción de VS-LS el cual posee un nivel bajo (Tabla 4). Los suelos derivados de cenizas volcánicas, debido a la naturaleza de las arcillas cargadas negativamente que poseen, presentan una alta capacidad de intercambiar cationes, por lo que son conocidos como suelos de carga variable, lo que significa que la carga eléctrica de sus partículas es responsable de la adsorción de cationes la cual es dependiente del pH. Por ello cuando el pH disminuye también se produce una disminución de la capacidad de atraer cationes, los cuales al estar en solución pueden perderse fácilmente por lixiviación (Sadzawka y Campillo, 2006). Otra de las razones de una alta capacidad de intercambio catiónico, según muestran los resultados de los suelos investigados en este estudio, son los coloides orgánicos, que al igual que las arcillas pueden tener excedente de carga eléctrica negativa, y favorecen el intercambio de cationes (Tabla 4). Los suelos volcánicos por su alto el contenido de materia orgánica en relación a otros suelos agrícolas, presentarían esta característica. Aunque la materia orgánica de los suelos estudiados es alta (mayor a 10%, Tabla 4), no todos los suelos presentaron suficiencia en la disponibilidad de S, por lo que los niveles de SO_4^{-2} , no se relacionan solo con el contenido de materia orgánica, si no que otros factores también inciden en la disponibilidad de S

Mineralización potencial, rendimiento y absorción foliar

Las variables en estudio se evaluaron durante un periodo de 21 semanas, donde las mediciones de realizaron a las 5, 13 y 21 semanas después de montado el ensayo, es decir, la primera evaluación se realizó después de un mes de incubación, la segunda medición ocurrió a las 8 semanas después de la primera evaluación, y la última medición fue también después de 8 semanas.

El rendimiento, concentración (%) y contenido de S en el material vegetal, fueron una medida de la absorción foliar del S mineralizado debido a que las macetas no fueron fertilizadas con S y se encontraban bajo condiciones de invernadero, por lo que la despositación atmosférica era prácticamente nula, y no se permitió que ocurriera lixiviación, ya que cuando existió exceso de agua fue devuelto a la maceta. Esto entrega una apreciación de la mineralización bioquímica que existe en el suelo mediante el uso de un cultivo indicador.

Tabla 4. Propiedades químicas de los suelos en estudio.

	VS-LS ¹	VS-MS ²	VS-HS ³	GS-LS ⁴
pH del suelo	6,02	6,31	6,35	6,00
Materia orgánica (%)	10,00	10,52	13,36	1,62
N-NO ₃ (mg kg ⁻¹)	5,6	12,1	21,40	5,4
N-NH ₄ (mg kg ⁻¹)	4,9	4,6	2,0	2,2
N Disponible (mg kg ⁻¹)	10,50	16,6	23,30	7,6
P Olsen (mg kg ⁻¹)	24,50	12,0	28,8	15,7
K disponible (mg kg ⁻¹)	241,60	201,7	313,5	85,9
K intercambiable (cmol kg ⁻¹)	0,62	0,52	0,80	0,22
Ca intercambiable (cmol kg ⁻¹)	3,34	4,87	9,05	1,65
Mg intercambiable (cmol kg ⁻¹)	0,02	0,79	1,82	0,39
Na intercambiable (cmol kg ⁻¹)	0,02	0,05	0,04	0,05
Bases totales (cmol kg ⁻¹)	4,32	6,22	11,72	2,32
Al intercambiable (cmol kg ⁻¹)	0,29	0,07	0,15	0,8
CICE (cmol kg ⁻¹)	4,61	6,30	11,87	2,50
Saturación de Al (%)	6,39	1,17	1,23	7,26
Saturación de K (%)	13,43	8,21	6,77	8,79
Saturación de Ca (%)	72,40	77,33	76,26	66,10
Saturación de Mg (%)	7,31	12,53	15,38	15,76
S Disponible	9,5	21,90	35,6	0,9
Fe (mg kg ⁻¹)	45,6	41,40	54,4	66,8
Mn (mg kg ⁻¹)	15,8	8,40	4,40	28,8
Zn (mg kg ⁻¹)	0,4	0,20	0,70	0,6
Cu (mg kg ⁻¹)	0,8	0,80	1,10	0,5
B (mg kg ⁻¹)	0,3	0,20	0,30	0,4

VS-LS¹: Suelo volcánico con un nivel bajo de S; VS-MS²: Suelo volcánico con un nivel medio de S; VS-HS³: Suelo volcánico con un nivel alto de S; GS-LS⁴: Suelo granítico con un nivel bajo de S.

(Fuente: Elaboración propia).

Etapa 1.

Los valores iniciales de mineralización de los suelos estudiados siguieron el siguiente orden VS-HS 28,49 mg SO₄⁻² kg⁻¹ > VS-LS 18,62 mg SO₄⁻² kg⁻¹ > VS-MS 9,41 mg SO₄⁻² kg⁻¹ > GS-LS 0,74 mg SO₄⁻² kg⁻¹. Lo que indica que durante el primer periodo (0-35 días), el SO₄⁻² mineralizado aumentó en todos los tratamientos, observándose diferencias entre ellos ($p \leq 0,05$). En tanto, el potencial de mineralización de S (incubación abierta en los embudos) mostró que los suelos de tipo Andisol mineralizan más S, y en general se reflejó en la disponibilidad de S del suelo, siguiendo el orden; VS-HS 11,81 mg SO₄⁻² kg⁻¹ > VS-LS 8,83 mg SO₄⁻² kg⁻¹ > VS-MS 4,03 mg SO₄⁻² kg⁻¹ > GS-LS 0,61 mg SO₄⁻² kg⁻¹ (Tabla 5). El suelo Andisol de disponibilidad media de S mostró sin embargo el menor valor ($P \leq 0,05$) de mineralización, lo que no sigue la tendencia general observada en los otros tratamientos. Ello podría ser por diferencias en la capacidad de adsorción de sulfato de los suelos VS-LS y VS-MS, ya que la clasificación de los tratamientos se realizó al inicio del experimento, en función del S disponible en el suelo al momento del muestreo, que ocurrió después de las primeras lluvias. Por otro lado, los contenidos de materia orgánica entre estos dos suelos son similares (Tabla 4), pero la mineralización potencial (incubación abierta, Tabla 5) muestra una sensibilidad de este análisis para diferenciar estos tratamientos, ya que el suelo de disponibilidad media mineraliza la mitad de S que el suelo que mostró menor disponibilidad al inicio.

El rendimiento de materia seca en los suelos volcánicos en la primera etapa no difirieron estadísticamente entre sí ($P \geq 0,05$), obteniendo rendimientos más altos que el tratamiento GS-LS (1,17 g maceta⁻¹), el cual fue diferente estadísticamente ($P \geq 0,05$) a los tratamientos con suelos volcánicos.

Respecto a la concentración de S en las hojas, el tratamiento que obtuvo el mayor porcentaje de S en el material vegetal fue GS-LS con 0,35% siendo estadísticamente igual a VS-MS con un 0,34% ($P \geq 0,05$).

Por otra parte el contenido de S en el material vegetal, no siguió la misma tendencia de la mineralización potencial señalada anteriormente. La mayor cantidad de SO_4^{-2} fue absorbida por el tratamiento VS-MS con $8,01 \mu\text{g S kg}^{-1}$, seguido por VS-HS con una media de $6,74 \mu\text{g S kg}^{-1}$, sin presentar diferencias estadísticas significativas ($P \leq 0,05$) entre dichos tratamientos. A su vez GS-LS fue el que poseía un menor contenido de S en sus hojas con una media de $4,13 \mu\text{g S kg}^{-1}$, siendo significativamente diferente a los otros tratamientos evaluados ($P \leq 0,05$).

Tabla 5. SO_4^{-2} mineralizado (mg kg^{-1}), rendimiento en materia seca (g maceta^{-1}), S-foliar (%) y contenido de S en el material vegetal ($\mu\text{g S kg}^{-1}$), evaluado en la primera etapa de estudio.

Tratamiento	S-min ⁵ (mg kg^{-1})	R.M.S ⁶ (g maceta^{-1})	S foliar (%)	Cont. S M.V. ⁷ ($\mu\text{g S kg}^{-1}$)
VS-LS ¹	$8,83 \pm 1,20a$	$2,14 \pm 0,15a$	$0,28 \pm 0,01a$	$5,98 \pm 0,51a$
VS-MS ²	$4,03 \pm 1,18b$	$2,36 \pm 0,32a$	$0,34 \pm 0,05b$	$8,01 \pm 0,46b$
VS-HS ³	$11,81 \pm 0,76c$	$2,27 \pm 0,08a$	$0,30 \pm 0,01ab$	$6,74 \pm 0,36a$
GS-LS ^{4s}	$0,61 \pm 0,73d$	$1,17 \pm 0,23b$	$0,35 \pm 0,03b$	$4,13 \pm 1,06c$

VS-LS¹: Suelo volcánico con un nivel bajo de S; VS-MS²: Suelo volcánico con un nivel medio de S; VS-HS³: Suelo volcánico con un nivel alto de S; GS-LS⁴: Suelo granítico con un nivel bajo de S; S-min⁵: SO_4^{-2} mineralizado (mg kg^{-1}); R.M.S⁶: Rendimiento en materia seca (g maceta^{-1}); Cont. S M.V.⁷: Contenido de S en el material vegetal ($\mu\text{g kg}^{-1}$).

Letras verticales diferentes indican diferencias estadísticas significativas (prueba DMS, $P \leq 0,05$).

(Fuente: Elaboración propia).

Etapa 2.

En el segundo periodo, se observó una tendencia similar a la observada en la primera etapa, donde aumentó la cantidad de SO_4^{-2} mineralizado pero en menor proporción, con valores estadísticamente diferentes entre todos los tratamientos ($P \leq 0,05$). Nuevamente los mayores contenidos de SO_4^{-2} mineralizado estuvieron presentes en los suelos derivados de cenizas

volcánicas siguiendo el orden; VS-HS 7,44 mg SO₄⁻² kg⁻¹ > VS-LS 6,23 mg SO₄⁻² kg⁻¹ > VS-MS 3,02 mg SO₄⁻² kg⁻¹ > GS-LS 0,51 mg SO₄⁻² kg⁻¹. (Tabla 6). Por otro lado el rendimiento en materia seca en los tratamientos con suelos volcánicos, no siguió la misma tendencia de la mineralización, obteniendo el resultado más alto en esta etapa VS-MS con 11,47 g maceta⁻¹, y VS-HS el más bajo. Por su parte, ambos suelos también alcanzaron la mayor concentración de S (Tabla 6), y una mayor cantidad de S en el material vegetal, siendo estadísticamente iguales entre sí (P ≥ 0,05), pero presentando diferencias estadísticas (P ≤ 0,05) con los tratamientos VS-LS y GS-LS (Tabla 6).

Tabla 6. SO₄⁻² mineralizado (mg kg⁻¹), rendimiento en materia seca (g maceta⁻¹), S-foliar (%) y contenido de S en el material vegetal (µg S kg⁻¹), evaluado en la segunda etapa de estudio.

Tratamiento	S-min ⁵ (mg kg ⁻¹)	R.M.S ⁶ (g maceta ⁻¹)	S foliar (%)	Cont. S M.V. ⁷ (µg S kg ⁻¹)
VS-LS ¹	6,23±0,45a	11,35±0,25ab	0,22±0,06a	25,41±6,53a
VS-MS ²	3,02±0,07b	11,74±0,37a	0,40±0,07b	46,79±6,17b
VS-HS ³	7,44±0,44c	10,97±0,33b	0,42±0,01b	45,69±1,35b
GS-LS ⁴	0,51±0,23d	9,35±0,54c	0,21±0,06a	19,39±5,94a

VS-LS¹: Suelo volcánico con un nivel bajo de S; VS-MS²: Suelo volcánico con un nivel medio de S; VS-HS³: Suelo volcánico con un nivel alto de S; GS-LS⁴: Suelo granítico con un nivel bajo de S; S-min⁵: SO₄⁻² mineralizado (mg kg⁻¹); R.M.S⁶: Rendimiento en materia seca (g maceta⁻¹); Cont. S M.V.⁷: Contenido de S en el material vegetal (µg kg⁻¹).

Letras verticales diferentes indican diferencias estadísticas significativas (prueba DMS, P ≤ 0,05).

(Fuente: Elaboración propia).

Etapa 3.

Durante el tercer periodo de estudio, se mantuvo la misma tendencia que en las etapas anteriores, mineralizando una mayor cantidad de SO₄⁻² los suelos volcánicos siguiendo el orden; VS-HS 4,67 mg SO₄⁻² kg⁻¹ > VS-LS 2,46 mg SO₄⁻² kg⁻¹ > VS-MS 1,20 mg SO₄⁻² kg⁻¹ > GS-LS 0,44 mg SO₄⁻² kg⁻¹, siendo

diferentes estadísticamente todos los tratamientos ($P \leq 0,05$). El mayor rendimiento de materia seca por maceta lo obtuvo VS-LS con $12,54 \text{ g maceta}^{-1}$. Mientras que el tratamiento que concentró más S en sus hojas fue VS-HS con un $0,48 \%$, siendo diferente estadísticamente entre todos los tratamientos ($P \leq 0,05$, Tabla 7). Por otro lado, la absorción foliar se comportó con una tendencia similar, donde VS-HS fue mayor y diferente estadísticamente a los otros tratamientos ($P \leq 0,05$, Tabla 7).

Tabla 7. SO_4^{-2} mineralizado (mg kg^{-1}), rendimiento en materia seca (g maceta^{-1}), S-foliar (%) y contenido de S en el material vegetal ($\mu\text{g S kg}^{-1}$), evaluado en la tercera etapa de estudio.

Tratamiento	S-min ⁵ (mg kg^{-1})	R.M.S ⁶ (g maceta^{-1})	S foliar (%)	Cont. S M.V. ⁷ ($\mu\text{g S kg}^{-1}$)
VS-LS ¹	$2,46 \pm 1,37^a$	$12,54 \pm 0,65a$	$0,24 \pm 0,01a$	$30,06 \pm 1,24a$
VS-MS ²	$1,20 \pm 0,38ac$	$10,70 \pm 0,31b$	$0,29 \pm 0,06a$	$30,55 \pm 5,65a$
VS-HS ³	$4,67 \pm 0,35b$	$12,05 \pm 0,65a$	$0,48 \pm 0,01b$	$58,21 \pm 2,85b$
GS-LS ⁴	$0,44 \pm 0,13c$	$8,76 \pm 0,85c$	$0,13 \pm 0,02c$	$11,56 \pm 1,01c$

VS-LS¹: Suelo volcánico con un nivel bajo de S; VS-MS²: Suelo volcánico con un nivel medio de S; VS-HS³: Suelo volcánico con un nivel alto de S; GS-LS⁴: Suelo granítico con un nivel bajo de S; S-min⁵: SO_4^{-2} mineralizado (mg kg^{-1}); R.M.S⁶: Rendimiento en materia seca (g maceta^{-1}); Cont. S M.V.⁷: Contenido de S en el material vegetal ($\mu\text{g kg}^{-1}$).

Letras verticales diferentes indican diferencias estadísticas significativas (prueba DMS, $P \leq 0,05$).

(Fuente: Elaboración propia).

El patrón de mineralización de S que considera sólo el ensayo de incubación abierta, sigue en los cuatro tratamientos en estudio, una tendencia similar a lo reportado por Maynard *et al.*, (1983) en un sistema abierto, y similar a uno de los cuatro patrones descritos por Tabatabai y Al-Khafaji (1980). Ambos señalan que la tasa de liberación de S disminuye con el tiempo, además de ser afectada por otros factores como temperatura y pH. En este estudio la temperatura se mantuvo constante durante la incubación ($22,5^\circ\text{C}$), y el pH de los suelos fue

naturalmente cercano al neutro, por lo que no fue ajustado para el ensayo, por lo que estos factores restringirían ni tendrían un efecto sobre la absorción de nutrientes en solución.

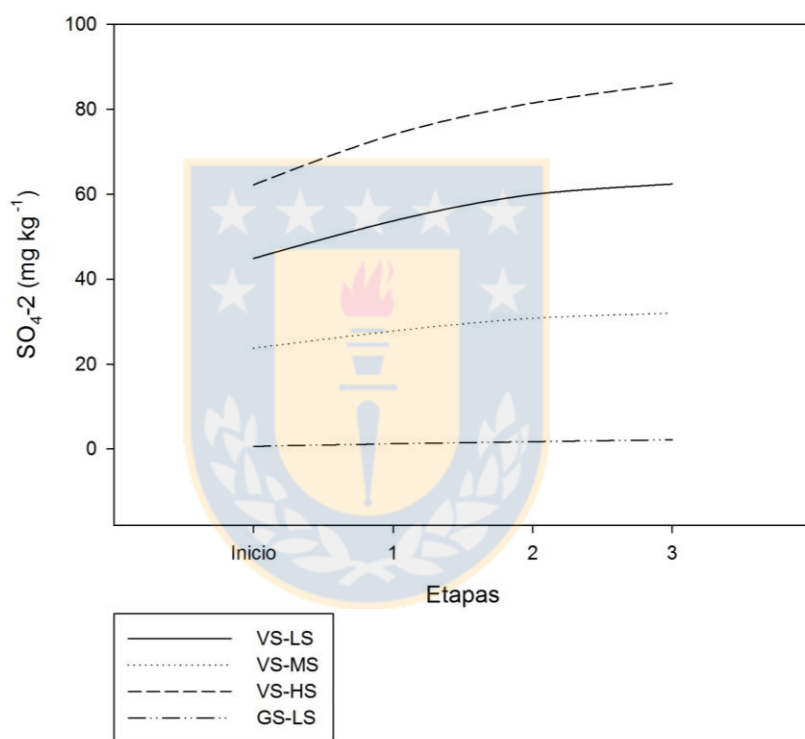
La mineralización acumulada durante todo el periodo de estudio (21 semanas) siguió el siguiente orden; VS-HS ($52,01 \text{ mg SO}_4^{-2} \text{ kg}^{-1}$) > VS-LS ($36,38 \text{ mg SO}_4^{-2} \text{ kg}^{-1}$) > VS-MS ($17,84 \text{ mg SO}_4^{-2} \text{ kg}^{-1}$) > VS-GS ($2,35 \text{ mg SO}_4^{-2} \text{ kg}^{-1}$) (Figura 1). Donde los suelos Andisoles mineralizaron más SO_4^{-2} que los suelos Luvisoles analizados por Maynard *et al.*, (1983), los cuales mineralizaron $11,5$ y $11,8 \text{ mg kg}^{-1}$ en un total de 17 semanas de estudio. También Karyotis, *et al.* (2006), estudiaron la mineralización en suelos Alfisoles enmendados con residuos vegetales, en Trikala, Grecia, encontrando tasas de mineralización acumulada del orden de $20 - 30 \text{ mg SO}_4^{-2} \text{ kg}^{-1}$ en 31 semanas de estudio, resultados mayores a los obtenidos en el Alfisol de la presente investigación (GS-LS $2,35 \text{ mg SO}_4^{-2} \text{ kg}^{-1}$). Lo anterior indicaría que suelos degradados como GS-LS pueden, de igual manera alcanzar un mejor nivel de fertilidad, debido a que el C orgánico posee una estrecha relación con la tasa de mineralización (Matus y Maire, 2000). Esta relación no se observó claramente en este estudio debido a que los contenidos de materia orgánica de los suelos analizados sigue el orden; VS-HS $13,36\%$ > VS-MS $10,52\%$ > VS-LS $10,00\%$ > GS-LS $1,62\%$ (Tabla 4). Sin embargo, el contenido de S-total en los suelos Andisoles estudiados sigue el orden: VS-HS $0,08\%$ > VS-LS $0,06\%$ > VS-MS $0,05\%$, tendencia que relaciona directamente con la cantidad de S mineralizado.

Por otro lado, el componente microbiano y enzimático presente en el suelo juegan un rol fundamental en la mineralización de S, donde los esterios de sulfato presentes en el suelo son mineralizados mediante una hidrólisis enzimática (Eriksen, 2005), siendo la fuente principal de estas enzimas del suelo son las bacterias y hongos (Fitzgerald, 1976). La mineralización de S ocurre por la necesidad de C de los microorganismos, que lo utilizan como fuente de energía para su metabolismo. Durante la degradación de estos compuestos

orgánicos los enlaces químicos donde el S está unido al carbono se rompen, son metabolizados, y consecuentemente son liberados al medio como producto secundario (Churka Blum *et al* 2013; Eriksen, 2009). A su vez Eriksen *et al.*, (1995), mediante un experimento en macetas mantenido durante 2 años con *Lolium multiflorum* Lam., *Brassica napus* L., *Hordeum vulgare* L., determinaron que la mineralización neta de S no se correlaciona significativamente con el total de carbono unido al azufre o con los esteres de sulfato contenidos en el suelo, pero sí con la actividad microbiana existente, la cual juega un papel importante dentro del ciclo del S. Se señala que la baja en la disponibilidad de S, ocurre por una falta de suministro de S orgánico debido a la baja mineralización de algunos suelos, y sumado a ello la falta de aportes atmosféricos. Por lo tanto es recomendable aplicar alguna forma de este elemento al suelo para mantener los rendimientos con los niveles actuales de productividad. A su vez Itanna (2005), estudiando la distribución de S en cinco suelos de Etiopia presentes en el valle Rift, señala que la mantención de los niveles adecuados de materia orgánica e incorporación de S inorgánico, mantendrían los niveles adecuados de S en el suelo. Sin embargo Nziguheba *et al.*, 2005, señalan que la aplicación de sulfato al suelo reduciría la mineralización bruta, pero que también reduciría la inmovilización de SO_4^{-2} , por lo que las dosis de S aplicadas al suelo tal vez deberían ajustarse al potencial de mineralización de un suelo en particular, para no bloquear el aporte natural del suelo. En los casos estudiados, los suelos volcánicos parecen aportar adecuadamente cantidades de S a la solución, en contraste al suelo granítico. Sin embargo, Barrow (1960), señala que el contenido de azufre mineralizado por los microorganismos depende de la relación C/S, es decir, que una relación C/S entre 100-300, es donde se produce una mayor mineralización y también señala que dentro de este rango, una menor relación C/S se traduce en una mayor mineralización. En este caso, los suelos volcánicos en estudio poseen una relación C/S de 130 para VS-LS, 154 para VS-MS, mientras que para VS-

HS, tratamiento que obtuvo una mayor mineralización, una relación C/S de 103, concordando con el autor señalado anteriormente. Por otro lado este tratamiento también posee el mayor contenido de materia orgánica, lo que denota la importancia de estos factores en conjunto en la disponibilidad de S.

Figura 1. Mineralización de S acumulada de los cuatro tratamientos evaluados cuantificado en el inicio y en el periodo de estudio

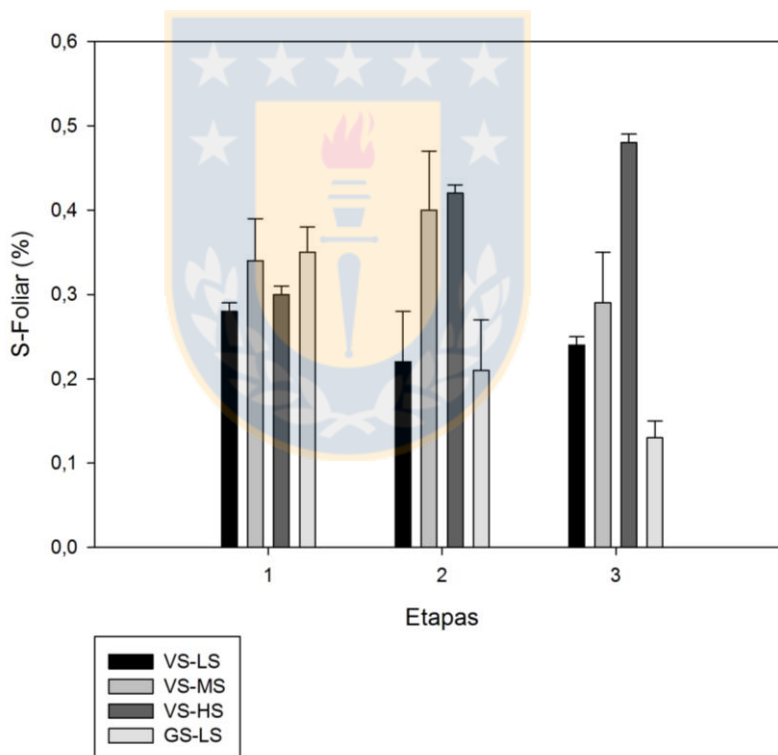


Inicio:16-08-2016; Etapa 1: 20-09-2016; Etapa 2: 18-11-2016;Etapa 3:20-01-2017.
(Fuente: Elaboración propia).

Paralelamente a la incubación abierta, la mineralización se evaluó a través de la concentración (%) y el contenido de S ($\mu\text{g S g}^{-1}$) en el material vegetal cosechado, ya que al no usar fertilización azufrada y estar bajo condiciones de invernadero el contenido de S, sería producto sólo de la mineralización bioquímica existente en el suelo.

En este caso la evolución durante el periodo de estudio de las variables, concentración de S (%) y el contenido de S ($\mu\text{g g}^{-1}$) se observan en la Figura 2 y 3, respectivamente, donde se puede observar que el único tratamiento en estudio que aumentó la concentración en el tiempo fue VS-HS al igual que el contenido de S en la materia seca de la biomasa, mientras que en los tratamientos VS-MS y GS-LS bajaron su concentración y contenido de S hacia la tercera etapa de estudio.

Figura 2. Concentración S en el material vegetal (%) de los cuatro tratamientos evaluados durante el periodo de estudio.

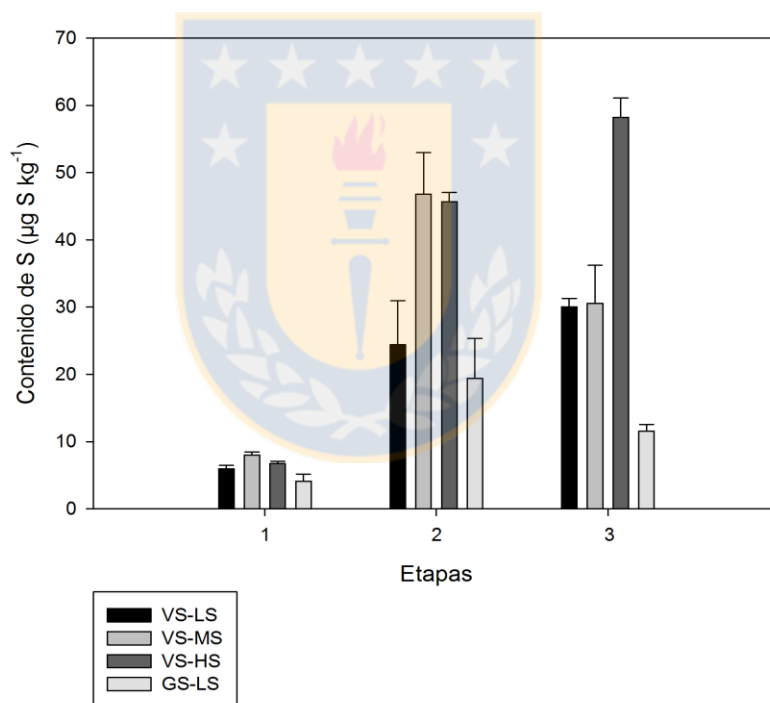


Etapa 1: 20-09-2016; Etapa 2: 18-11-2016; Etapa 3: 20-01-2017.
(Fuente: Elaboración propia).

El rendimiento de materia seca acumulada (g maceta^{-1}), sigue el orden VS-LS $26,02 \text{ g maceta}^{-1} > \text{VS-HS } 25,28 \text{ g maceta}^{-1} > \text{VS-MS } 24,79 \text{ g maceta}^{-1} > \text{GS-LS } 19,27 \text{ g maceta}^{-1}$, sin encontrar diferencias estadísticas significativas en el

rendimiento acumulado ($p \leq 0,05$) (Figura 4), lo que señala que el rendimiento vería afectado por las diferentes tasas de mineralización de S. En relación al rendimiento de praderas y la aplicación de S en suelos Andisoles, Alfaro *et al.*, 2005, señala que la aplicación de S en cobertera no incrementó el rendimiento ni la calidad del forraje durante el periodo de estudio (150 días), pero señala que el efecto de la fertilización azufrada sobre el rendimiento se acentúa cuanto se incrementa la aplicación de N.

Figura 3. Contenido de S ($\mu\text{g S kg}^{-1}$) de los cuatro tratamientos durante el periodo de estudio.

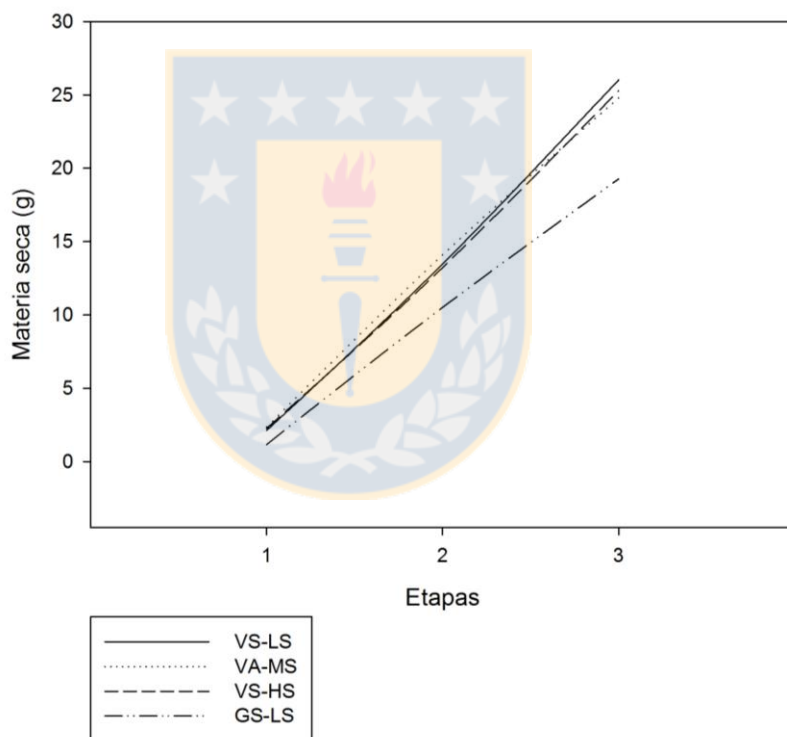


Etapa 1: 20-09-2016; Etapa 2: 18-11-2016; Etapa 3: 20-01-2017.
(Fuente: Elaboración propia).

Por otro lado, Zhao *et al.*, 2006 en un experimento conducido en cuatro sitios del Reino Unido investigaron los efectos de la aplicación de S sobre la calidad y rendimiento de la cebada, encontrando efectos significativos de las aplicaciones de S en rendimiento y calidad en cinco de cada ocho experimentos.

Por otro lado los tratamientos VS-LS y VS-HS el S absorbido por el cultivo siguen una tendencia similar a la de la mineralización, aumentando el contenido de S ($\mu\text{g S kg}^{-1}$), mientras que VS-MS y GS-LS no siguieron la misma tendencia debido a que la concentración de S en el material vegetal (%), disminuyó en la tercera etapa posiblemente debido a la existencia de deficiencias de S por menores tasas de mineralización en estos tratamientos (Figura 1).

Figura 4. Rendimiento en materia seca acumulada (g) de los cuatro tratamientos evaluados durante el periodo de estudio.



Etapa 1: 20-09-2016; Etapa 2: 18-11-2016; Etapa 3: 20-01-2017.
(Fuente: Elaboración propia).

S disponible

Los suelos volcánicos en general mostraron una mayor disponibilidad de azufre en comparación al suelo granítico en estudio, siendo el tratamiento VS-HS el que obtuvo el primer lugar en disponibilidad de S en la primera, segunda y

tercera etapa con una cantidades de 53,02 mg SO₄⁻² kg⁻¹, 52,24 mg SO₄⁻² kg⁻¹ y 12,07 mg SO₄⁻² kg⁻¹, respectivamente. Siendo contrastado por el por VS-LS tratamiento que obtuvo la menor disponibilidad entre los suelos Andisoles con valores del orden de; 9,77 mg SO₄⁻² kg⁻¹, 11,18 mg SO₄⁻² kg⁻¹ y 1,09 mg SO₄⁻² kg⁻¹ en las tres etapas respectivas siendo igual estadísticamente ($P \geq 0,05$) el tratamiento GS-LS el cual obtuvo la menor disponibilidad de S con 2,75 mg SO₄⁻² kg⁻¹, 0,45 mg SO₄⁻² kg⁻¹ y 0,22 mg SO₄⁻² kg⁻¹, en cada una de las etapas de estudio. La baja disponibilidad de VS-LS, concuerda con lo reportado por Alfaro *et al.*, (2005) quienes señalan que en suelos Andisoles presentes en Chile, el S es un elemento deficitario, donde un 66% de las muestras colectadas a 0-20 cm de profundidad se encontraba dentro del rango de deficiencia, lo que concuerda con Ajwa *et al.* (1993), quienes en suelos Serie Santa Bárbara mediante cromatografía iónica, reporta niveles de S-disponible del orden de 0,9 mg SO₄⁻² kg⁻¹.

Dos de los tres suelos Andisoles estudiados presentaron suficiencia de S disponible, éste incluye el S soluble en la solución del suelo pero también el adsorbido en las arcillas. Las mayores cantidades de S disponible en suelos volcánicos podrían deberse a una alta adsorción de S por estos suelos, por la presencia de óxidos de Fe y Al, presencia de minerales en la fracción arcillosa como haloisita imogolita, feldespato, esmectita, illita, caolinita, las cuales son abundantes en suelos Andisoles (Wilhelm Scherer, 2009).

Por otro lado, Zhang y Marscher (2016), reportan un efecto del clima en la disponibilidad de nutrientes. Al respecto, Tanikawa *et al.*, 2013, estudiando el contenido y distribución espacial en suelos volcánicos de Tokio, Japón, señalan que la topografía afecta acumulación y disponibilidad de S. En este estudio, los sitios en este estudio poseen una topografía ondulada con pendientes complejas lo que influye en la acumulación de cenizas volcánicas lo cual tiene una incidencia en el contenido de S presente en el suelo y también señalan que los aportes de C de las comunidades vegetales inciden en la disponibilidad del

S. Tabatabai y Bremner (1972), investigando el contenido de SO_4^{-2} disponible en suelos de Iowa (U.S.A) encontró entre 1-26 $\text{mg SO}_4^{-2} \text{ kg}^{-1}$, y reportó una correlación significativa entre el SO_4^{-2} disponible con el C orgánico ($r=0,85$) y con el N total ($r=0,9$), concluyendo estos los suelos poseen bajas reservas de S. En suelos volcánicos el contenido de materia orgánica es alto en relación a otros suelos agrícolas, y por ello el suministro SO_4^{-2} mineralizado es alto, dado que el S en el suelo se encuentra principalmente a la forma orgánica, lo cual se ve reflejado en la mayor disponibilidad de S en el tratamiento VS-HS, tratamiento que además obtuvo una relación C/S de 103 para VS-HS, lo que concuerda con Barrow (1960), quien señala que suelos con una menor relación C/S, dentro de un rango de 100-300, es donde se produce una mayor mineralización, por ende una mayor disponibilidad de SO_4^{-2} .

Tabla 8. SO_4^{-2} disponible ($\text{mg SO}_4^{-2} \text{ kg}^{-1}$) de los cuatro tratamientos evaluados en las tres etapas de estudio.

Tratamiento	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 3
VS-LS ¹	9,77±1,10ab	11,18±0,51ab	1,09±0,46ab
VS-MS ²	28,40±0,77bc	23,18±0,06bc	3,65±2,32ab
VS-HS ³	53,02±3,96c	52,25±5,68c	12,08±1,33b
GS-LS ⁴	1,66±0,77a	0,45±0,33a	0,22±0,01a

VS-LS¹: Suelo volcánico con un nivel bajo de S; VS-MS²; Suelo volcánico con un nivel medio de S; VS-HS³; Suelo volcánico con un nivel alto de S; GS-LS⁴: Suelo granítico con un nivel bajo de S.

Letras verticales diferentes indican diferencias estadísticas significativas (Prueba Kruskal Wallis, $P \leq 0,05$).

(Fuente: Elaboración propia).

Aguilera *et al.*, 2002, estudiando la distribución del S en las fracciones orgánicas de suelos volcánicos de Chile, mediante agentes químicos, señalan que la fracción liviana contiene más del 40% del S total, la cual es mineralizada por agentes biológicos y enzimáticos. Además señala que en suelos Andisoles

jóvenes la fracción de S orgánico está ligada a huminas de alto peso molecular, el cual está directamente relacionado con el grado de protección de las moléculas.

Por otro lado, Eriksen *et al.* (1995), relacionando la perspectiva acerca de las fracciones orgánicas con la estructura de suelo, señala que la estructura del suelo puede proteger a la materia orgánica frente a la acción de los microorganismos mediante una protección física dentro de agregados estables en el suelo, causada probablemente por la naturaleza de los compuestos orgánicos y su asociación con las arcillas presentes en los agregados del suelo junto con la presencia de elementos polivalentes como el Ca, Zn, Cu Al, Fe y Mg. Esta razón puede ser la responsable de la menor disponibilidad de S en el tratamiento VS-LS, cuando el contenido de materia orgánica se encuentra en los niveles adecuados. Por otro lado, Schmalenberger *et al.*, 2008 señalan que la actividad de los microorganismos oxidantes del S, se puede ver inhibida con niveles de suficiencia de S en el suelo.

Azufre biomásico

La utilidad de la técnica de la fumigación extracción para la medición de la biomasa microbiana del azufre, ha sido probada en diferentes tipos de suelo y condiciones, junto con la cuantificación de los extractos mediante cromatografía iónica, considerada un método sensible en este tipo de determinaciones (Banerjee y Chapman, 1994), que implica la lisis de las células microbianas con cloroformo (Saggar *et al.*, 1981). Los resultados obtenidos se encuentran en el rango de 0,5 – 20,0 $\mu\text{g SO}_4^{-2} \text{g}^{-1}$, los cuales se describen en la Tabla 9, donde se observa que los tratamiento VS-HS y GS-LS, obtuvieron los resultados más altos en relación al azufre biomásico durante todo el periodo de estudio. Lo anterior podría deberse a que en VS-HS pueden estar actuando bacterias oxidantes del S de tipo aeróbicas mientras que en GS-LS actúan microorganismos anaeróbicos, debido a la gran presencia de estos microorganismos en este tratamiento.

Banerjee y Chapman (1994), señalan que el significado de la biomasa microbiana del azufre en el suelo es el punto de inflexión entre el S-orgánico e inorgánico, además de ser un catalizador en esta reacción. Wu *et al.*, 1993, investigaron la biomasa microbiana relacionada al azufre en suelos de Northumberland, Inglaterra, quienes señalan que el azufre biomásico se relaciona con el C biomásico, S orgánico y que dependen en gran medida del manejo, ya sea uso del suelo y fertilización (Banerjee y Chapman, 1994). He *et al.*, 1997, evaluaron la respuesta de la biomasa microbiana del suelo a los cambios estacionales en condiciones de campo, durante un periodo de 9 meses, señalando que la biomasa de C, P y S responden de manera diferente a cambios estacionales, ya sea por la humedad, incorporación de residuos o fertilización, donde las respuestas estacionales de estos elementos son importante dentro del ciclaje de nutrientes.

Tabla 9. Contenido de S biomásico ($\mu\text{g SO}_4^{-2} \text{ g}^{-1}$) de los cuatro tratamientos evaluados en el inicio y en las tres etapas de estudio.

Tratamiento	Inicio	Etapas 1	Etapas 2	Etapas 3
VS-LS ¹	3,17±0,57	0,74±0,59	1,08±1,25	0,64±0,14
VS-MS ²	3,48±0,19	0,56±0,71	2,00±1,32	0,76±0,14
VS-HS ³	19,18±5,45	6,49±3,45	17,25±18,16	0,96±0,15
GS-LS ⁴	6,60±2,22	1,10±0,58	5,61±6,22	0,94±0,51

VS-LS¹: Suelo volcánico con un nivel bajo de S; VS-MS²: Suelo volcánico con un nivel medio de S; VS-HS³: Suelo volcánico con un nivel alto de S; GS-LS⁴: Suelo granítico con un nivel bajo de S

Letras verticales diferentes indican diferencias estadísticas significativas (prueba Kruskal Wallis, $P \leq 0,05$).

(Fuente: Elaboración propia).

Wu *et al.* (1994) evaluaron el contenido de S en la biomasa microbiana en la estrata de 0 - 20 cm, en suelos de Northumberland, Inglaterra, de texturas franco arenoso y franco arcilloso manejados con praderas, obteniendo

resultados de S-flush del orden de $2,6 - 3,8 \mu\text{g SO}_4^{-2} \text{g}^{-1}$, los cuales coinciden con los tratamientos VS-LS y VS-MS. Cabe mencionar también que la variable S-biomásico posee un comportamiento cíclico donde se observó una disminución del contenido de S biomásico entre el inicio y la etapa 1, un aumento entre la etapa 1 y 2 y luego una disminución entre la etapa 2 y 3.

Por otro lado, los resultados obtenidos en el presente ensayo mostraron una alta variabilidad, lo que se vio reflejado en la D.E. (Tabla 9), presentándose dificultades en la cuantificación de S-biomásico. Lo que concuerda con Haynes y Swift (1988), quienes encontraron dificultades al evaluar S-biomásico luego de la fumigación, el cual no era detectable, posiblemente debido a que el sulfato liberado era adsorbido por el suelo, lo que podría estar sucediendo en los suelos Andisoles en estudio. Por ello, es recomendable el uso de extractantes fosfatados como el dihidrógeno ortofosfato, los cuales serían más eficaces que el cloruro de calcio, en suelos con una alta capacidad de adsorción de sulfato. En contraparte Sagar *et al.*, 1981, utilizaron dos extractantes diferentes (CaCl_2 y NaHCO_3) para estimar la cantidad de S retenida en la población microbiana obteniendo resultados similares con ambos extractantes, concluyendo que el S biomásico es aproximadamente el 2,3% del S total del suelo.

Recuento de poblaciones SOB aeróbicas y anaeróbicas

Etapas 1

El estudio de poblaciones de microorganismos oxidantes de S en el suelo es un tema que está recientemente en investigación, por lo tanto aún existen pocos estudios comparables con los resultados obtenidos en este trabajo. En el recuento de poblaciones bacterianas oxidantes, se observa que durante la primera etapa de estudio, el tratamiento con una mayor cantidad de bacterias aeróbicas oxidantes de S fue VS-HS con $9,4 \cdot 10^6$ UFC gr^{-1} , seguido por VS-LS con $6,5 \cdot 10^6$ UFC gr^{-1} , mientras que el con un menor contenido de oxidantes del S, fue el tratamiento GS-LS con $2,7 \cdot 10^6$ UFC gr^{-1} . Referente al recuento de poblaciones bacterianas anaerobias oxidantes del S, el tratamiento con una

mayor presencia de estos microorganismos fue GS-LS con $2,7 \cdot 10^6$ UFC gr^{-1} . Mientras que el suelo con un menor contenido de microorganismos anaeróbicos fue VS-LS con $2,1 \cdot 10^4$ UFC gr^{-1} (tabla 11).

Tabla 10. Recuento de bacterias oxidantes del S (SOB) aeróbicas de los cuatro tratamientos evaluados y en las tres etapas de estudio.

Tratamiento	Etapas 1 (UFC gr^{-1})	Etapas 2 (UFC gr^{-1})	Etapas 3 (UFC gr^{-1})
VS-LS ¹	$6,54 \cdot 10^6$	$4,04 \cdot 10^6$	$9,50 \cdot 10^6$
VS-MS ²	$3,10 \cdot 10^6$	$1,71 \cdot 10^6$	$2,20 \cdot 10^7$
VS-HS ³	$9,43 \cdot 10^6$	$3,70 \cdot 10^6$	$1,52 \cdot 10^7$
GS-LS ⁴	$2,79 \cdot 10^6$	$3,02 \cdot 10^6$	$6,90 \cdot 10^6$

VS-LS¹: Suelo volcánico con un nivel bajo de S; VS-MS²: Suelo volcánico con un nivel medio de S; VS-HS³: Suelo volcánico con un nivel alto de S; GS-LS⁴: Suelo granítico con un nivel bajo de S.

(Fuente: Elaboración propia).

Etapa 2

Durante la segunda etapa de estudio se observó una tendencia a la disminución general de las poblaciones bacterianas que participan en procesos de oxidación del S en el suelo, debido posiblemente a un periodo de adaptación de estos microorganismos.

Tabla 11. Recuento de bacterias oxidantes del S (SOB) anaeróbicas de los cuatro tratamientos evaluados y en las tres etapas de estudio.

Tratamiento	Etapas 1 (UFC gr^{-1})	Etapas 2 (UFC gr^{-1})	Etapas 3 (UFC gr^{-1})
VS-LS ¹	$2,19 \cdot 10^4$	$1,78 \cdot 10^4$	$1,18 \cdot 10^5$
VS-MS ²	$3,43 \cdot 10^4$	$5,40 \cdot 10^3$	$1,38 \cdot 10^5$
VS-HS ³	$3,72 \cdot 10^5$	$2,22 \cdot 10^4$	$1,36 \cdot 10^5$
GS-LS ⁴	$2,76 \cdot 10^6$	$3,04 \cdot 10^4$	$1,80 \cdot 10^5$

VS-LS¹: Suelo volcánico con un nivel bajo de S; VS-MS²: Suelo volcánico con un nivel medio de S; VS-HS³: Suelo volcánico con un nivel alto de S; GS-LS⁴: Suelo granítico con un nivel bajo de S.

(Fuente: Elaboración propia).

En este periodo el tratamiento con un mayor contenido microorganismos aeróbicos oxidantes del S fue VS-LS con un contenido de $4,0 \cdot 10^6$ UFC gr^{-1} , mientras que el tratamiento que obtuvo un menor contenido de oxidantes fue VS-MS con $1,7 \cdot 10^6$ UFC gr^{-1} (Tabla 10). Cabe destacar que el único tratamiento que mantuvo su población inicial de microorganismos aeróbicos en el transcurso de la etapa uno a la dos, fue GS-LS

Respecto a las bacterias anaeróbicas oxidantes del S, también se observó una tendencia a la disminución en todos los tratamientos, siendo el GS-LS con $3,0 \cdot 10^4$ UFC gr^{-1} , el suelo que presentó mayor número de individuos, seguido por VS-HS con $2,2 \cdot 10^4$ UFC gr^{-1} (Tabla 11).

2.3 Etapa 3

En la etapa final del ensayo, se puede observar un crecimiento exponencial de las poblaciones microbianas oxidantes aeróbicas y anaeróbicas en todos los tratamientos. Más específicamente, el tratamiento que obtuvo una mayor cantidad de bacterias oxidantes de S en la tercera etapa del experimento fue VS-MS con $2,2 \cdot 10^7$ UFC gr^{-1} , seguido por VS-HS con $1,5 \cdot 10^7$ UFC gr^{-1} (Tabla 10). En relación a las bacterias anaeróbicas oxidantes de S, la mayor presencia de estos microorganismos se observa en GS-LS con $1,8 \cdot 10^5$ UFC gr^{-1} (Tabla 11).

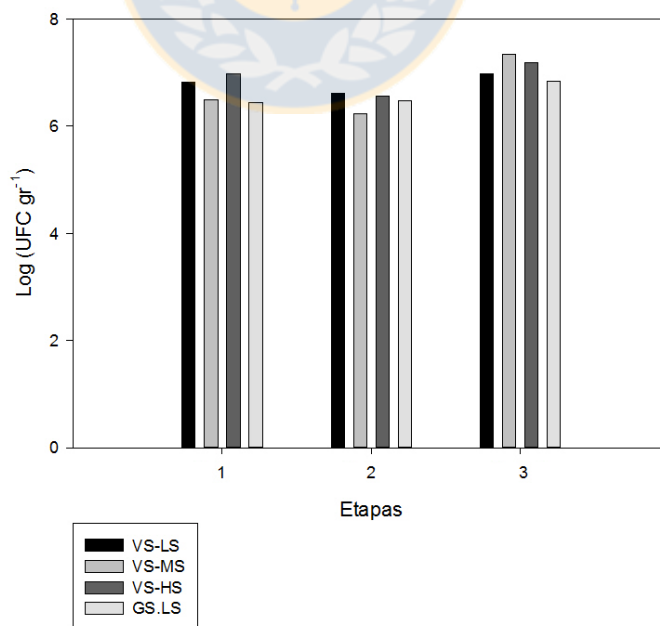
En este experimento, la tendencia observada durante el periodo de estudio, en las bacterias aeróbicas oxidantes del azufre, fue similar en todos los tratamientos, donde se observó un periodo de receso o adaptación a las nuevas condiciones (etapa 2), seguida por un crecimiento exponencial de las poblaciones microbianas (etapa 3). Durante el periodo de evaluación de todo el estudio, los suelos volcánicos analizados mostraron una mayor población de bacterias oxidantes del azufre (SOB), mientras que el suelo granítico (GS-LS), fue el que obtuvo la menor cantidad de SOB (Figura 5).

Schmalenberger *et al.*, 2008 afirman que la actividad microbiana es crítica en la mineralización, siendo fundamental en el ciclo del azufre y que la velocidad del

ciclo aumenta en presencia de cultivo, lo que sugiere que en el ambiente de la rizósfera pueden estimular grupos específicos de rizobacterias que llevan a cabo la mineralización de compuestos órgano-sulfurados. Generalmente en el suelo predominan formas orgánicas de S como ésteres sulfato, y suministros de sulfato unidos al carbono, los cuales no están de forma estática en el sistema, sino que son transformados a través de la actividad de los microorganismos y enzimas presentes en el suelo (Kertesz et al., 2007).

Las bacterias oxidantes del azufre participan activamente en el ciclo natural del S, destacándose bacterias del género *Halothiobacillus* y *Rhodopseudomonas* para procesos aeróbicos y anaeróbicos respectivamente (Luo et al.2013), los cuales se estimulan mayoritariamente cuando los niveles de sulfato inorgánico son menores (Schmalenberger et al., 2008), explicando la alta tasa de mineralización obtenida en el tratamiento VS-LS (Figura 1).

Figura 5. Evolución del número de poblaciones bacterianas oxidantes del S aérobicas durante el periodo de estudio.



Etapa 1: 20-09-2016; Etapa 2: 18-11-2016; Etapa 3: 20-01-2017
(Fuente: Elaboración propia).

Los resultados del recuento bacteriano en los suelos estudiados en parte se explican por el alto contenido de materia orgánica presente en los suelos derivados de cenizas volcánicas. Ello podría significar que los suelos derivados de cenizas volcánicas debieran poseer un suministro de sulfato mayor en comparación a otros suelos no derivados de cenizas volcánicas.

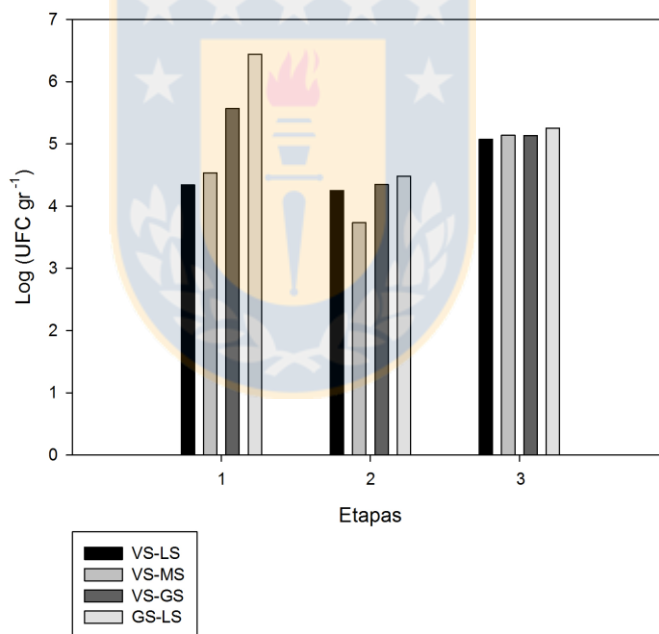
Por otro lado el tratamiento GS-LS obtuvo la mayor población de SOB anaeróbicas durante todo el periodo de estudio (Figura 6), posiblemente debido al alto grado de compactación (densidad aparente= $1,4 \text{ g cm}^{-3}$) existente en este tratamiento creando un ambiente anaeróbico. Otras investigaciones en suelos con ambientes anaerobios como arrozales, la mayor parte del azufre absorbido por la planta deriva de azufre unido al carbono (Kertesz *et al.*, 2007; Zhou *et al.*, 2005), lo que no ocurriría en el tratamiento GS-LS debido al bajo contenido y calidad de MOS presente en este tratamiento. Además Kertesz *et al.* (2007) señalan que las comunidades bacterianas activas en estos ambientes anaeróbicos son de tipo reductoras del sulfato (Lu *et al.*, 2006) presente en el suelo, aumentando la cantidad de sulfuros, S_2 y H_2S , pudiendo acumularse alcanzando niveles tóxicos para los cultivos.

CONSIDERACIONES FINALES

Según el experimento de incubación abierta, en todos los tratamientos analizados se observó un aumento en las cantidades de S mineralizado durante el periodo de estudio de 150 días. Esto es un indicador de la potencialidad de cada suelo de suministrar S a la solución del suelo y por lo tanto a la nutrición vegetal. Se observó que el proceso fue creciente y casi lineal hasta las aproximadamente 12 semanas de incubación, y posterior a ello se observó una estabilización del proceso, con tasas de mineralización de S menores y más estables. Esta información es relevante en términos prácticos ya que permite

establecer el periodo de mayor sensibilidad en torno a esta variable para ejecutar estudios posteriores sobre fertilidad de S. Por otro lado, este periodo podría estar determinando el agotamiento de la fracción lábil de S natural del suelo, de donde se podría inferir un tiempo de residencia media de 12 semanas para esa fracción. Sin embargo para poder realizar este tipo de aseveración sería necesario realizar estudios utilizando materiales marcados isotópicamente, para seguir exactamente la ruta metabólica de los componentes involucrados.

Figura 6. Evolución del número de poblaciones bacterianas oxidantes del S anaeróbicas durante el periodo de estudio.



Etapa 1: 20-09-2016; Etapa 2: 18-11-2016; Etapa 3: 20-01-2017
(Fuente: Elaboración propia).

Respecto al S disponible, se registró una disminución a medida que progresó el crecimiento de las plantas, tendencias que se relacionan con un aumento en el contenido de S en el material vegetal ($\mu\text{g S g}^{-1}$) en los tratamientos VS-LS y VS-HS, lo que indicaría que el cultivo indicador absorbió SO_4^{-2} mineralizado. Al

contrario, los tratamientos VS-MS y GS-LS disminuyeron su contenido de S en el material vegetal ($\mu\text{g S kg}^{-1}$) en la tercera etapa y parece no ser explicado por la falta de disponibilidad en el suelo, ya que se registró una disminución de esta variable en el último corte. Esto tal vez podría deberse a que la proliferación de bacterias rizosféricas en el tratamiento VS-MS contribuyeron a la solubilización de compuestos orgánicos del S disponible, lo que se observa en el aumento de la población de bacterias oxidantes del S aeróbicas y anaeróbicas, principalmente las poblaciones anaeróbicas (Figuras 5 y 6, respectivamente). En particular VS-MS y GS-LS mostraron las tasas más bajas de mineralización cuando fueron estudiados sin la presencia de plantas en la incubación abierta (Figura 1), demostrando un menor potencial de suministro de S soluble ($P \leq 0,05$) al pool disponible, y aunque las bacterias de la rizósfera pudieron contribuir a esta disponibilidad, puede ser que en el VS-MS las plantas mostraran consumo de la fracción disponible, pero que efectivamente el sulfato se encontrara adsorbido a la matriz del suelo y no absorbido por la planta ni transportado a los tejidos foliares (Figura 7ab).

Adicionalmente, se calculó el S-orgánico del suelo por diferencia entre el S-total y el S-disponible, y la tendencia encontrada fue que el contenido orgánico de S fue mayor en los suelos VS-HS y VS-LS, lo que denota una relación con los altos índices de mineralización de estos tratamientos, y disponibilidad de S. Ello también revela la transitoriedad del S disponible, ya que inicialmente se usó esta variable para categorizar a los tratamientos de acuerdo al contenidos de S disponible, demostrando que esta variable es dependiente del S orgánico pero sin embargo altamente influenciada por la capacidad de adsorción de S por la matriz del suelo, y por las condiciones climáticas, como las precipitaciones que pueden alterar el pool de S disponible a través de la lixiviación. Sin embargo, ello ocurrió dado que éste era el único antecedente con que se contaba al comenzar este estudio.

Tabla 12. Contenidos de S total (sin repetición) y estimados de S orgánico, descontando el S disponible en cada corte al S total, y utilización microbiana del S orgánico.

Tratamiento	Etapas	S total (mg kg ⁻¹)	S orgánico (mg kg ⁻¹)	S-mineralizado/S- orgánico
VS-LS ¹	1	600	590	0,05
VS-LS	2	600	589	0,08
VS-LS	3	600	599	0,10
VS-MS ²	1	500	472	0,03
VS-MS	2	500	477	0,05
VS-MS	3	500	496	0,05
VS-HS ³	1	875	822	0,05
VS-HS	2	875	823	0,08
VS-HS	3	875	863	0,09

Datos no disponibles para el suelo granítico usado como control.

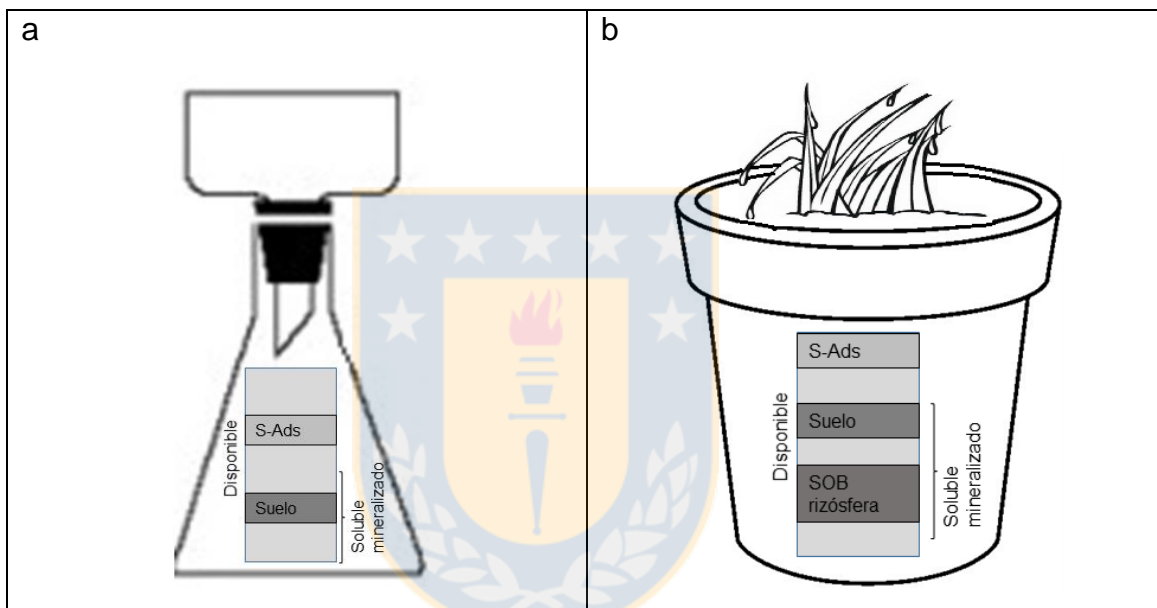
VS-LS¹: Suelo volcánico con un nivel bajo de S; VS-MS²; Suelo volcánico con un nivel medio de S; VS-HS³; Suelo volcánico con un nivel alto de S.

(Fuente: Elaboración propia).

El S orgánico se puede considerar como un indicador que puede dar a conocer la dinámica de los microorganismos del suelo mineralizando una fracción del S orgánico. Calculando los coeficientes microbianos se puede inferir sobre el comportamiento de la biomasa microbiana (Moscatelli *et al.*, 2005), ya su componente es más activo que el S total y orgánico. Los valores calculados en este ensayo (Tabla 12) evidenciarían que los suelos volcánicos considerados VS-HS y VS-LS tienen dinámicas de transformación similares durante los tres periodos evaluados, pero en general la tendencia es que en estos suelos se mineralice cerca del 8% del S orgánico, lo que podría considerarse tal vez como el uso de la fracción orgánica lábil, que en modelos de transformación de carbono en suelo, se corresponde con esa proporción en suelos de alto contenido de materia orgánica (Christensen, 1992). Por su parte el suelo VS-MS, mostró una menor mineralización del S orgánico, con valores estables de

alrededor del 5%. Esta menor eficiencia de utilización del S orgánico podría significar una menor calidad de la materia orgánica desarrollada en este suelo volcánico (Zagal et al., 2002).

Figura 7. Representación gráfica de lo ocurrido en el tratamiento VS-MS, durante el periodo de estudio (150 días), a) sistema incubación abierta; b) maceta.



S-Ads: SO_4^{-2} adsorbido en la matriz del suelo; Suelo: SO_4^{-2} , mineralizado por la matriz del suelo; SOB rizósfera: SO_4^{-2} mineralizado por bacterias oxidantes del azufre presentes en la rizósfera.

(Fuente: Elaboración propia).

Para futuras investigaciones que complementen este estudio, se podrían identificar las poblaciones específicas de bacterias asociadas a la funcionalidad dentro del ciclo del S. Por otro lado, en estudios acerca de la dinámica del S en el suelo es necesario evaluar la actividad de enzimas como la arilsulfatasa.

CONCLUSIONES

La mineralización de S en suelos volcánicos de la Provincia de Ñuble no había sido antes cuantificada, y en general en suelos volcánicos la transformación orgánica del S y su influencia en la disponibilidad del S en el suelo ha sido poco

estudiada. Puede ser debido a la falta de detección de deficiencias de S, pero mundialmente la tendencia en esta disponibilidad es al bajo suministro por diferentes razones. Sin embargo, es importante anticipar deficiencias, y conocer sobre la dinámica de un nutriente para tomar decisiones agronómicas más acertadas al momento de su corrección.

En este estudio se contrastó suelos de origen volcánico (Andisol) con un suelo granítico, para determinar patrones en la mineralización y disponibilidad del S en el suelo, y se observó que:

1. Existe una relación entre azufre disponible medido en el tiempo, el contenido de materia orgánica, y su relación C/S. Los niveles de disponibilidad de S en el suelo mostraron un aumento en la medida que el contenido de materia orgánica es mayor, y la relación C/S es menor (100-300). En los suelos estudiados se pudo comprobar esta tendencia en los tratamientos VS-HS > VS-LS > VS-MS.
2. La mineralización de sulfato desde la materia orgánica fue alta en suelos volcánicos comparada con un suelo no volcánico. Entre los suelos volcánicos la mineralización fue mayor con mayores contenidos de S orgánico, y se registró un incremento sostenido de mineralización hasta las 12 semanas de incubación, donde se registró entre un 5% y 8% de mineralización del S orgánico, desde el suelo de menor a mayor contenido de S orgánico.
3. La cantidad de los microorganismos (bacterias oxidantes del S) asociados a la rizósfera de las plantas fue alta en suelos volcánicos, siendo los de mayor abundancia las bacterias aeróbicas. Esta población contribuiría a la mineralización del S-orgánico, demostrado por una mayor absorción de S por parte del cultivo.

REFERENCIAS

Aguilera, M., Borie, G., Periano, P., G., G., 1997. Organic matter in volcanic

soils in Chile: Chemical and biochemical characterization. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 28, 899-912.

Aguilera, M., Mora, M.L., Borie, G., Periano, P., Zunino, H., 2002. Balance and distribution in volcanic ash-derived soils in Chile. *Soil Biology & Biochemistry* 34, 1355-1361.

Ajwa, H.A., Tabatabai, M.A., 1993. Comparison of some methods for determination of sulfate in soils¹. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 24, 1817-1832.

Alfaro, M., Bernier, R., Iruira, S., 2005. Efecto de azufre sobre el rendimiento y calidad de trigo y pradera en dos andisoles. *Agricultura Técnica (Chile)* 66.

Banerjee, M.R., Champan, S.J., 1996. The significance of microbial biomass sulphur in soil. *Biology and Fertility Soils* 22, 116-125.

Barrow, N., 1960. A comparison of the mineralization of nitrogen and of sulphur from decomposing organic materials. *Crop and Pasture Science* 11, 960-969.

Bowles, T.M., Acosta-Martínez, V., Calderón, F., Jackson, L.E., 2014. Soil enzyme activities, microbial communities, and carbon and nitrogen availability in organic agroecosystems across an intensively-managed agricultural landscape. *Soil Biology & Biochemistry* 68, 252-262.

Campillo, R., Sadzawka, R., 2006. La acidificación de los suelos origen y mecanismos involucrados. *Serie Actas (INIA)* 38, 44-60.

- Christensen, B. T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. In *Advances in soil science* (pp. 1-90). Springer New York.
- Chowdhury, M., Kouno, K., Ando, T., 2000. Critical sulphur concentration and sulphur requirement of microbial biomass in a glucose and cellulose-amended regosol. *Biology and Fertility of Soils* 32, 310-317.
- Churka Blum, S., Lehmann, J., Solomon, D., Caires, E.F., Alleoni, L.R.F., 2013. Sulfur forms in organic substrates affecting S mineralization in soil. *Geoderma* 200-201, 156-164.
- Dahlgren, R.A., Saigusa, M., Ugolini, F.C., 2004. The Nature, Properties and Management of Volcanic Soils. *Advances in Agronomy* 82, 113-182.
- Divito, G.A., Sadras, V.O., 2014. How do phosphorus, potassium and sulphur affect plant growth and biological nitrogen fixation in crop and pasture legumes? A meta-analysis. *Field Crops Research* 156, 161-171.
- Eriksen, J., 1997. Sulphur cycling in danish agricultural soils: inorganic sulphate dynamics and plant uptake. *Soil Biology & Biochemistry* 29, 1379-1385.
- Eriksen, J., 2005. Gross sulphur mineralisation–immobilisation turnover in soil amended with plant residues. *Soil Biology & Biochemistry* 37, 2216-2224.
- Eriksen, J., 2009. Chapter 2 Soil Sulfur Cycling in Temperate Agricultural Systems. *Advances in Agronomy* 102, 55-89.
- Eriksen, J., Lefroy, R.D.B., Blair, G.J., 1995a. Physical protection of soil organic

S studied using acetylacetone extraction at various intensities of ultrasonic dispersion. *Soil Biology & Biochemistry* 27, 1005-1010.

Eriksen, J., Lefroy, R.D.B., Blair, G.J., 1995b. Physical protection of soil organic studied by extraction and fractionation of soil organic matter. *Soil Biology & Biochemistry* 37, 1011-1016.

Eriksen, J., Mortensen, J., Dissing, N., Nielsen, E., 1995c. Sulphur mineralisation in five Danish soils as measured by plant uptake in a pot experiment. *Agriculture Ecosystems & Environment* 56, 43-51.

Fitzgerald, J. W., 1976. Sulfate ester formation and hydrolysis: a potentially important yet often ignored aspect of the sulfur cycle of aerobic soils. *Bacteriological Reviews*, 40, 698.

Granat, L., Rodhe, H., Hallberg, R.O., 1976. The global sulphur cycle. *Ecological Bulletins*, 89-134.

Grant, C.A., Mahli, S.S., Karamanos, R.E., 2012. Sulfur management for rapeseed. *Field Crops Research* 128, 119-128.

Haynes, R.J., Swift, R.S., 1988. Effects of lime and phosphate additions on changes in enzyme activities, microbial biomass and levels of extractable nitrogen, sulphur and phosphorus in an acid soil. *Biology and Fertility of Soils* 6, 153-158.

He, Z.L., Wu, J., O'Donnell, A.G., Syers, J.K., 1997. Seasonal responses in microbial biomass carbon, phosphorus and sulphur in soils under pasture. *Biology and Fertility of Soils* 24, 421-428.

Heredia, W., Peirano, P., Borie, G., Aguilera, M., 2007. Soil organic matter–metal interactions in Chilean volcanic soils under different agronomic management. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 33, 2083-2099.

Irwin, J.G., Campbell, G., Vincent, K., 2002. Trends in sulphate and nitrate wet deposition over the United Kingdom: 1986–1999. *Atmospheric environment* 36, 2867-2879.

Itanna, F., 2005. Sulfur distribution in five Ethiopian Rift Valley soils under humid and semi-arid climate. *Journal of Arid Environments* 62, 597-612.

Jezierny D., Mosenthin R., Bauer, E. 2010. The use of grain legumes as a protein source in pig nutrition: A review. *Animal feed science and technology* 157:111-128.

Karyotis, T., Mitsimponas, T., Tziouvalekas, M., Noulas, C., 2006. Net Nitrogen and Sulfur Mineralization in Mountainous Soils Amended with Indigenous Plant Residues. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 37, 2805-2817.

Kertesz, M.A., 1999. Riding the sulfur cycle - metabolism of sulfonates and sulfate esters in Gram-negative bacteria. *FEMS Microbiology* 24, 135-175.

Kertesz, M.A., Fellows, E., Schmalenberger, A., 2007. Rhizobacteria and Plant Sulfur Supply. *Advances in applied microbiology* 62, 235-268.

Kertesz, M.A., Mirleau, P., 2004. The role of soil microbes in plant sulphur nutrition. *Journal of Experimental Botany* 55, 1939-1945.

Lu, Y., Rosencrantz, D., Liesack, W., Conrad, R., 2006. Structure and activity of bacterial community inhabiting rice roots and the rhizosphere. *Environ Microbiol* 8, 1351-1360.

Luo, J., Tian, G., Lin, W., 2013. Enrichment, isolation and identification of sulfur-oxidizing bacteria from sulfide removing bioreactor. *Journal of Environmental Sciences* 25, 1393-1399.

Matus, F. and Maire, G., 2000. Interaction between soil organic matter and texture and the mineralization rates of carbon and nitrogen. *Agricultura Técnica (Chile)*, 60, 112-126.

Maynard, D., Stewart, J., Bettany, J.R., 1983. Sulfur and nitrogen mineralization in soils compared using two incubation techniques. *Soil Biology & Biochemistry* 15, 251-256.

McCrary, M., 1915. The numerical interpretation of fermentation-tube results. *The Journal of Infectious Diseases*, 183-212.

McGrath, S.P., F.J. Zhao and M.M.A. Blake-Kalff. 2003. History and outlook for sulphur fertilizers in Europe. *Nawozy i Nawożenie* 2, 5-28 [en línea].

Messick, D. L., Fan, M. X., Brey, C. 2005. Global sulfur requirement and sulfur fertilizers. Institute of Plant Nutrition and Soil Science, Proceeding of the 1st Sino-German Workshop on Aspects of Sulfur Nutrition of Plant 23-24 May 2004 in Shenyang, China, 97-104.

Moscatelli, M.C., Lagomarsino, A., Marinari, S., De Angelis, P., Grego, S., 2005.

Soil microbial indices as bioindicators of environmental changes in a poplar plantation. *Ecological Indicators* 5, 171-179.

Nath Mitra, G., 2015. *Regulation of Nutrient Uptake by Plants*. Springer.

Nziguheba, G., Smolders, E., Merckx, R., 2005. Sulphur immobilization and availability in soils assessed using isotope dilution. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 635-644.

Ocio, P.C., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S., 1991. Fiel incorporation of straw and its effects on soil microbial biomass and soil inorganic N. *Soil Biology & Biochemistry* 23, 171-176.

Oficina de Estudios Políticas Agrarias (ODEPA). 2013. Panorama de la agricultura Chilena. [en línea]. Ministerio de Agricultura. <http://www.odepa.cl/wpcontent/files_mf/1391691872Panoramadelaagriculturachilena2013.pdf>.[Consulta: 26 noviembre 2016].

Parton, W.J., Scurlock, J.M.O., Ojima, D.S., Gilmanov, T.G., Scholes, R.J., Schimel, D.S., Kamnalrut, A., 1993. Observations and modeling of biomass and soil organic matter dynamics for the grassland biome worldwide. *Global biogeochemical cycles* 7, 785-809.

Piotrowska-Długosz, A., Siwik-Ziomek, A., Długosz, J., Gozdowski, D., 2017. Spatio-temporal variability of soil sulfur content and arylsulfatase activity at a conventionally managed arable field. *Geoderma* 295, 107-118.

Reddy, G., Alson, A., Tiller, K., 1981. Effects of fertilizer on concentrations of

copper, molybdenum, and sulfur in subterranean clover (*Trifolium subterraneum*). *Animal Production Science* 21, 491-497.

Russi, D., Boem, F., Prystupa, P., Rubio, G., 2010. Comparación de mediciones turbidiméticas de sulfatos utilizando distintos extractantes y tratamientos del extracto. *Con. Arg. Ciencia del Suelo*, Rosario, Argentina.

Sadzawka, A., M.A. Carrasco, R. Grez, M.L. Mora, H. Flores y A. Neaman. 2006. Métodos de análisis recomendados para los suelos chilenos. Serie Actas INIA N°34. INIA La Platina. Santiago, Chile.

Saggar, S., Bettany, J.R., Stewart, W.B., 1981. Measurement of microbial sulfur in soil. *Soil Biology & Biochemistry* 13.

Schmalenberger, A., Hodge, S., Bryant, A., Hawkesford, M.J., Singh, B.K., Kertesz, M.A., 2008. The role of *Variovorax* and other Comamonadaceae in sulfur transformations by microbial wheat rhizosphere communities exposed to different sulfur fertilization regimes. *Environmental Microbiology* 10, 1486-1500.

Schmalenberger, A., Hodge, S., Hawkesford, M.J., Kertesz, M.A., 2009. Sulfonate desulfurization in *Rhodococcus* from wheat rhizosphere communities. *FEMS Microbiology Ecology* 67, 140-150.

Schmalenberger, A., Kertesz, M.A., 2007. Desulfurization of aromatic sulfonates by rhizosphere bacteria: high diversity of the *asfA* gene. *Environmental Microbiology* 9, 535-545.

Schnug, E., Haneklaus, S. 2005. The role of sulfur in sustainable agriculture. Institute of Plant Nutrition and Soil Science, Proceeding of the 1st Sino-German

Workshop on Aspects of Sulfur Nutrition of Plant 23-24 May 2004 in Shenyang, China, 131-135.

Shoji, S., Dahlgren, R., Nanzyo, M., 1993. Chapter 1 Terminology, Concepts and Geographic Distribution of Volcanic Ash Soils. 21, 1-5.

Stevenson, F.J. and M.A. Cole. 1999. Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. (2nd. ed.). John Wiley & Sons. New York, USA

Stolpe, N., 2006. Descripciones de los principales suelos de la Octava Región de Chile. *Universidad de Concepción, Facultad de Agronomía, Chillán, Chile.*

Tabatabai, M.A., Al-Khafaji, A., 1980. Comparison of nitrogen and sulfur mineralization in soils. *Soil Science Society of America Journal* 44, 1000-1006.

Tanikawa, T., Noguchi, K., Nakanishi, K., Shigenaga, H., Nagakura, J., Sakai, H., Akama, A., Takahashi, M., 2013a. Sequential transformation rates of soil organic sulfur fractions in two-step mineralization process. *Biology and Fertility of Soils* 50, 225-237.

Tanikawa, T., Yamashita, N., Aizawa, S., Ohnuki, Y., Yoshinaga, S., Takahashi, M., 2013b. Soil sulfur content and its spatial distribution in a small catchment covered by volcanic soil in the montane zone of central Japan. *Geoderma* 197-198, 1-8.

Wilhelm Scherer, H., 2009. Sulfur in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172, 326-335.

Wu, J., O'Donnell, A.G., He, Z.L., Syers, J.K., 1994. Fumigation-extraction method for the measurement of soil microbial biomass-S. *Soil Biology & Biochemistry* 24, 117-125.

Wu, J., O'Donnell, A.G., Syers, J.K., 1993. Microbial growth and sulphur immobilization following the incorporation of plant residues into soil. *Soil Biology & Biochemistry* 22, 1567-1573.

Zagal, E., Rodriguez, N., Vidal, I., Quezada, L.. 2002. Actividad microbiana en un suelo de origen volcánico bajo distinto manejo agronómico. *Agricultura Técnica (Chile)* 62, 297-309.

Zhang, Y., Marschner, P., 2016. Nutrient availability, soil respiration and microbial biomass after the second residue addition are influenced by the C/N ratio of the first residue added, but not by drying and rewetting between residue amendments. *European Journal of Soil Biology* 77, 68-76.

Zhao, F.J., Fortune, S., Barbosa, V.L., McGrath, S.P., Stobart, R., Bilsborrow, P.E., Booth, E.J., Brown, A., Robson, P., 2006. Effects of sulphur on yield and malting quality of barley. *Journal of Cereal Science* 43, 369-377.

Zhou, W., He, P., Li, S., Lin, B., 2005. Mineralization of organic sulfur in paddy soils under flooded conditions and its availability to plants. *Geoderma* 125, 85-93.