



Universidad de Concepción
Dirección de Postgrado
Facultad de Ciencias Forestales
Programa de Doctorado en Ciencias Forestales

**CALIDAD DE SUELO EN BOSQUES DE *Nothofagus obliqua*
CON DIFERENTES NIVELES DE COBERTURA EN EL
CENTRO SUR DE CHILE, Y EL POTENCIAL USO DE
SISTEMAS SILVOPASTORILES**

Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias Forestales

MARIANELA ALFARO SANTAMARIA

Profesor Guía: Francis Dube Laplante
Dpto. de Silvicultura, Facultad de Ciencias Forestales
Universidad de Concepción

CONCEPCIÓN-CHILE
Marzo 2018

CALIDAD DE SUELO EN BOSQUES DE *Nothofagus obliqua* CON DIFERENTES NIVELES DE COBERTURA EN EL CENTRO SUR DE CHILE, Y EL POTENCIAL USO DE SISTEMAS SILVOPASTORILES

Comisión Evaluadora:

Francis Dube Laplante (Profesor guía)

Ingeniero Forestal, Dr. _____

Erick Zagal Venegas (Profesor co-guía)

Ingeniero Agrónomo, Dr. _____

Leandro Paulino (Comisión evaluación)

Ingeniero Forestal, Dr. _____

Edwin Esquivel (Comisión evaluación)

Ingeniero Forestal, Dr. _____

Director de Postgrado:

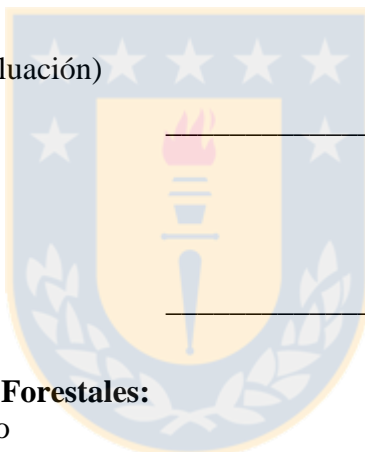
Darcy Ríos Leal

Prof. Biología y Química, Dra. _____

Decano Facultad de Ciencias Forestales:

Jorge Orlando Cancino Cancino

Ingeniero Forestal, Dr. _____



DEDICATORIA

A Dios por acompañarme e iluminarme durante todo el proceso.

A mi hijo Augusto, por darme la fortaleza final para terminar esta meta.

A mi familia, porque a pesar de la distancia su amor y apoyo siempre estuvo presente.



AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi profesor guía, Francis Dube, por sus consejos, conocimientos, y retroalimentación brindada.

Un agradecimiento especial a mi cotutor, Erick Zagal, por su constante ayuda, preocupación, y retroalimentación.

Agradezco a los integrantes de mi comisión de tesis, Edwin Esquivel y Leandro Paulino, por sus valiosas orientaciones y aportes durante la realización del doctorado.

Al Laboratorio de Suelos y Recursos Naturales de la Facultad de Agronomía, Universidad de Concepción, y su personal, por el apoyo para la realización de los diversos análisis.

Agradezco a la Universidad de Costa Rica y al Consejo Nacional para Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICIT), por las becas otorgadas para la realización de mis estudios doctorales.

Al proyecto Proyecto FIBN-CONAF No. 001-2014, financiado por el Fondo de Investigación del Bosque Nativo de la Corporación Nacional Forestal, Ministerio de Agricultura, Chile, por el financiamiento brindado para elaborar algunos análisis.

A mi familia por su constante apoyo y motivación durante la realización del doctorado.

TABLA DE CONTENIDOS

| CONTENIDO | PÁGINA |
|---|---------------|
| DEDICATORIA..... | iii |
| AGRADECIMIENTOS..... | iv |
| INDICE DE TABLAS..... | vii |
| INDICE DE FIGURAS..... | ix |
| RESUMEN..... | x |
| ABSTRACT..... | xii |
| CAPÍTULO 1..... | 1 |
| 1.1 INTRODUCCION GENERAL..... | 1 |
| 1.1.1 Características y problemática del sector de estudio..... | 3 |
| 1.1.2 Calidad de suelo y sus indicadores..... | 4 |
| 1.1.3 Respiración del suelo y biomasa microbiana..... | 5 |
| 1.1.4 Mineralización de nitrógeno en el suelo..... | 7 |
| 1.1.5 Fraccionamiento físico del suelo..... | 9 |
| 1.1.6 Descomposición de litera forestal..... | 10 |
| 1.1.7 Suelos volcánicos y sus características..... | 11 |
| 1.1.8 Sistemas Silvopastoriles: experiencias en Chile..... | 11 |
| 1.2 HIPOTESIS Y OBJETIVOS..... | 13 |
| CAPÍTULO 2..... | 16 |
| Soil quality indicators in an Andisol under different tree covers in disturbed <i>Nothofagus</i> forests..... | 16 |
| ABSTRACT..... | 16 |
| 2.1 INTRODUCTION..... | 16 |
| 2.2 MATERIALS AND METHODS..... | 18 |
| 2.2.1 Site description and characterization..... | 19 |
| 2.2.2 Experimental design and sampling..... | 20 |
| 2.2.3 Chemical and biological parameters..... | 21 |
| 2.2.4 Potential net N mineralization (N-min) and nitrification (N-NO ₃)..... | 21 |
| 2.2.5 Physical fractionation of SOM..... | 22 |
| 2.2.6 Statistical analyses..... | 22 |
| 2.3 RESULTS AND DISCUSSION..... | 23 |
| 2.3.1 General chemical parameters..... | 23 |
| 2.3.2 Biological parameters..... | 25 |
| 2.3.3 Potential net N mineralization (N-min) and nitrification (N-NO ₃)..... | 27 |
| 2.3.4 Physical fractionation of SOM..... | 29 |
| 2.4 CONCLUSIONS..... | 32 |
| 2.5 ACKNOWLEDGEMENTS..... | 33 |
| 2.6 REFERENCES..... | 33 |
| CAPÍTULO 3..... | 38 |
| The influence of two types of plant communities of <i>Nothofagus</i> forest with anthropic disturbance in the soil quality of an Andisol..... | 38 |
| ABSTRACT..... | 38 |

| | |
|---|----|
| 3.1 INTRODUCTION | 38 |
| 3.2 MATERIALS AND METHODS | 41 |
| 3.2.1 Site Descriptions and characterization | 41 |
| 3.2.2 Experimental design and sampling..... | 42 |
| 3.2.3 C and N contents and soil pH | 44 |
| 3.2.4 Soil microbial respiration (SMR) and microbial biomass C (MBC)..... | 44 |
| 3.2.5 Potential net N mineralization (N-min) and nitrification (N-NO ₃) | 44 |
| 3.2.6 Physical fractionation of soil organic matter..... | 45 |
| 3.2.7 Statistical analyses..... | 45 |
| 3.3 RESULT | 46 |
| 3.4 DISCUSSION..... | 50 |
| 3.5 CONCLUSIONS | 53 |
| 3.6 ACKNOWLEDGMENTS | 54 |
| 3.7 REFERENCES | 54 |
| CAPÍTULO 4 | 60 |
| Descomposición inicial de hojarasca en diferentes niveles de cobertura en bosque de <i>Nothofagus obliqua</i> bajo manejo silvopastoril..... | 60 |
| RESUMEN | 60 |
| 4.1 INTRODUCCIÓN..... | 61 |
| 4.2 MÉTODOS..... | 62 |
| 4.2.1 Descripción y caracterización del sitio de estudio..... | 63 |
| 4.2.2 Diseño experimental y muestreo | 63 |
| 4.2.3 Análisis estadísticos..... | 65 |
| 4.3 RESULTADOS | 66 |
| 4.4 DISCUSIÓN..... | 70 |
| 4.5 CONCLUSIONES..... | 75 |
| 4.6 AGRADECIMIENTOS..... | 76 |
| 4.7 REFERENCIAS | 76 |
| DISCUSION GENERAL | 80 |
| CONCLUSIONES GENERALES | 83 |
| REFERENCIAS | 85 |

INDICE DE TABLAS

| TABLA | PÁGINA |
|---|---------------|
| Table 2.1 Tree covers descriptions and baseline information in the study site..... | 20 |
| Table 2.2 P values for chemical, biological and biochemical parameters..... | 23 |
| Table 2.3 Soil organic carbon, nitrogen, and pH for each tree cover and soil depth..... | 24 |
| Table 2.4 P values for dry weight of soil fractions, and Organic C and N content in the soil fractions..... | 29 |
| Table 3.1. Treatment descriptions and baseline information about the study site that was established in the Ranchillo Alto state-owned property..... | 43 |
| Table 3.2 P value for forest type and soil depth, and their interaction, for the chemical, biochemical and biological parameters. Measurements were taken in Ranchillo Alto state property, Chile, in november 2015..... | 46 |
| Table 3.3 Means (\pm standard error) for Carbon, nitrogen, and pH for <i>N. obliqua</i> and mixed forest. Measurements were taken in Ranchillo Alto state property, Chile, in november 2015..... | 47 |
| Table 3.4 Means (\pm standard error) for Soil microbial respiration, Microbial biomass C, Potential net N mineralization and nitrification. Measurements were taken in Ranchillo Alto, Chile, in november 2015..... | 47 |
| Table 3.5 value for the forest type, soil depth and soil fraction factors, and their interactions, for the variables dry weight of the soil fractions, and organic C and N contents in the soil fractions. Measurements were taken in Ranchillo Alto state property, Chile, in november 2015..... | 48 |
| Tabla 4.1. Descripción de los tratamientos y del sitio de estudio en el predio fiscal Ranchillo Alto, Chile | 64 |
| Tabla 4.2. Media (\pm error estándar) de Pérdida de peso seco de la hojarasca y constante de descomposición según cobertura arbórea. Mediciones realizadas en Ranchillo Alto, Chile, de octubre 2016 a marzo 2017..... | 68 |
| Tabla 4.3. Media (\pm error estándar) de los diferentes parámetros químicos | |

evaluados en las bolsas de litera para cada cobertura arbórea. Mediciones realizadas en Ranchillo Alto, Chile, de octubre 2016 a marzo 2017..... 69



INDICE DE FIGURAS

| FIGURA | PÁGINA |
|--|---------------|
| Figure 2.1 Study site “Ranchillo Alto” state property..... | 19 |
| Figure 2.2 Soil microbial respiration and microbial biomass C for each tree cover and soil depth..... | 25 |
| Figure 2.3 Potential net N mineralization and nitrification for each tree cover and soil depth..... | 27 |
| Figure 2.4 Dry weight of soil fractions, and Organic C and N content in the different soil fractions for each tree cover and soil depth..... | 31 |
| Figure 3.1. Study site “Ranchillo Alto” state property..... | 42 |
| Figure 3.2. Dry weight of soil fractions, and Organic C and N content in the different soil fractions for each tree cover and soil depth..... | 49 |
| Figura 4.1. Ubicación del sitio de estudio..... | 63 |
| Figura 4.2 Promedios mensuales de temperatura en cada cobertura arbórea. Mediciones realizadas de octubre 2016 a marzo 2017 en el predio fiscal Ranchillo Alto, Chile..... | 67 |
| Figura 4.3. Contenido volumétrico de agua promedio mensual en cada cobertura arbórea Mediciones realizadas de octubre 2016 a marzo 2017 en el predio fiscal Ranchillo Alto, Chile..... | 68 |

RESUMEN

La creciente demanda de madera y productos no maderables de los bosques nativos en Chile, y el pastoreo de ganado han aumentado la tasa de degradación de estos ecosistemas. La tala no sistémica y el sobrepastoreo del ganado pueden modificar las coberturas arbóreas, y alterar la cantidad y calidad de la materia orgánica que ingresa al suelo y, por ende, su calidad general. Se evaluó el efecto del nivel de cobertura arbórea, producto de alteraciones por procesos de tala y sobrepastoreo, sobre la actividad biológica y calidad del suelo un bosque secundario de (*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst), así como el efecto de la composición arbórea de bosque caduco y mixto perenne-caduco sobre la calidad del suelo, y la descomposición inicial de la hojarasca bajo diferentes coberturas en un sistema silvopastoril. La calidad del suelo se evaluó en cubiertas forestales parcialmente cerradas (PC), parcialmente abiertas (PO) y abiertas (OP), y dos profundidades del suelo. Los indicadores utilizados fueron carbono orgánico del suelo (SOC), potencial neto de mineralización de nitrógeno (N-min) y nitrificación (N-NO₃), respiración microbiana del suelo (SMR), biomasa microbiana C (MBC), agregados del suelo y fracción ligera (LF). Se determinaron las tasas de descomposición, así como el comportamiento del carbono (C), nitrógeno (N), y contenidos de macro y micronutrientes en la litera foliar. La calidad del suelo y la actividad de sus procesos microbianos se vieron afectados por la alteración de la cubierta arbórea, el suelo en la cubierta OP fue el más afectado. La alteración de las coberturas arbóreas mostró una variación importante en los diferentes índices de calidad del suelo analizados, particularmente en la dinámica del nitrógeno y la fracción ligera. Las diferencias en la calidad y cantidad del sustrato (entrada de materia orgánica del suelo, acumulación de hojarasca) y la distribución del suministro de carbono al ecosistema, probablemente como resultado de las diferencias en la frecuencia o intensidad de la tala y el pastoreo, pueden explicar este comportamiento. Nuestros resultados sugieren que la calidad del suelo se vio favorecida más por la calidad de los residuos en el sitio dominado por especies caducifolias que por su cantidad, lo que se tradujo en condiciones más favorables para la actividad de microorganismos, dinámica de nitrógeno y contenido de C y N en la fracción ligera. El nivel de cobertura arbórea tendría efectos significativos en las tasas iniciales de descomposición de la hojarasca. La tasa de descomposición de hojarasca fue significativamente más alta en la cobertura AB, mientras que las coberturas PO y PC no

presentaron diferencias. El crecimiento de pastos pudo influenciar en el comportamiento de las temperaturas sobre y del suelo y su contenido de humedad, en las diferentes coberturas arbóreas, y la adición de nitrógeno con la implementación del sistema silvopastoril pudo influenciar aumentando las tasas iniciales de descomposición de la hojarasca. Este tipo de información permite obtener conocimiento de las áreas forestales y su sostenibilidad, principalmente para la planificación de prácticas silvopastoriles.



ABSTRACT

The increasing demand for timber and non-timber products from native forests in Chile and the cattle grazing has increased the rate of degradation of these ecosystems. Non-systemic logging, cattle grazing can modify tree covers in native forests and alter the quantity and quality of organic matter entering the soil, and hence, its overall quality. The effect of modifying tree covers by uncontrolled logging and grazing processes on soil quality in a second growth (*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst) forest, was evaluated; as well as the effect of the deciduous and mixed perennial-deciduous forest tree composition on the soil quality, and the initial decomposition of the litter under different tree covers in a silvopastoral system. Soil quality was evaluated under partly-closed (PC), partly-open (PO), and open (OP) forest covers, and two soil depths. The indicators used were soil organic C (SOC), potential net N mineralization (N-min), and nitrification (N-NO₃), soil microbial respiration (SMR), microbial biomass C (MBC), soil aggregates, and light fraction (LF). Decomposition rates were determined, as well as the behavior of carbon (C), nitrogen (N), and macro and micronutrient contents in the leaf litter. The soil quality and the activity of its microbial processes were affected by alteration of tree cover, the soil in OP cover was the most affected. The alteration of tree covers showed an important variation in the different analyzed soil quality indices, particularly in nitrogen dynamics and light fraction. Differences in quality and quantity of the substrate (soil organic matter input, leaf litter accumulation), and distribution of carbon supply to the ecosystem, likely a result of differences in logging and grazing frequency or intensity, can explain this behavior. Our results suggest that the quality of the soil was favored more by the quality of the residues in the site dominated by deciduous species than by its quantity, which translated into more favorable conditions for the activity of microorganisms, nitrogen dynamics and C and N content in the light fraction. The level of tree cover would have significant effects on the initial rates of leaf litter decomposition. The litter decomposition rate was significantly higher in the AB cover, while the PO and PC covers did not present differences. The growth of pastures could influence the behavior of temperatures above and of the soil and its moisture content, in the different tree covers, and the addition of nitrogen with the implementation of the silvopastoral system, could influence increasing the initial rates of

litter decomposition. This kind of information allows to obtain knowledge of the forest areas and their sustainability, mainly for the planning of silvopastoral practices.



CAPÍTULO 1

1.1 INTRODUCCION GENERAL

En la Región del Biobío de Chile, los bosques de *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst (roble) de segundo crecimiento tienen un alto potencial para la producción de madera, leña, y carbón (Bergh & Promis, 2011). Sin embargo, los bosques se utilizan también para alimentar al ganado, y como protección para los animales en invierno. En muchos casos, este uso múltiple no está en equilibrio con el potencial limitado de estos ecosistemas forestales (Altamirano & Lara, 2010). Históricamente, se ha observado el uso insostenible de los bosques nativos, donde ha predominado la falta de gestión, y la falta de regulaciones específicas sobre el uso de los bosques para pastoreo (Lara et al., 2009). Esta falta de manejo sostenible constituye un obstáculo para su conservación, provocando una dramática fragmentación y / o reducción mediante la tala indiscriminada, que junto con el ganado puede perjudicar severamente el establecimiento, la regeneración de la vegetación natural, y provocar compactación del suelo por pisoteo de la capa superior (Dube et al., 2016; Lara et al., 2009).

La pérdida y degradación de los bosques es una de las causas más importantes del cambio de uso y cobertura de suelo, con un claro efecto negativo sobre la biodiversidad, y la prestación de servicios de los ecosistemas (Miranda, Altamirano, Cayuela, Lara, & González, 2016). Los cambios de uso de suelo pueden modificar la regulación de procesos clave que controlan los ciclos biogeoquímicos del suelo, y por tanto la fertilidad y calidad de los mismos (Altamirano & Lara, 2010; Perez, Carmona, Farina, & Armesto, 2009).

La evaluación de la calidad del suelo se presenta como la herramienta ideal para identificar o conocer el estado de degradación en que funciona el suelo en un momento dado, así como que medidas son necesarias para un mejor funcionamiento, ya que proporciona información sobre las características físicas, químicas y biológicas del suelo (Ballestar & González, 2006; Cruz, Barra, del Castillo, & Gutiérrez, 2004; Karlen, Ditzler, & Andrews, 2003). El concepto de calidad de suelos está basado en su multifuncionalidad, y se define como la capacidad para funcionar como parte de un ecosistema (natural o antropogénico), y mantener la productividad de las plantas y animales (Karlen et al., 2003).

La materia orgánica del suelo (MOS) es un atributo clave de la calidad del suelo porque tiene efectos de largo alcance sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas; sin embargo, los altos niveles de SOM y la variabilidad natural del suelo dificultan la medición del efecto de los cambios de uso del suelo a corto plazo (Bastida, Zsolnay, Hernández, & García, 2008; Zagal, Muñoz, Quiroz, & Córdova, 2009). Las fracciones lábiles de la MOS tienden a ser más sensibles a los cambios en las prácticas de manejo del suelo o las condiciones ambientales que la MOS total. Estos son residuos de animales, plantas y microorganismos transformados de forma incompleta, y la fuente primaria de humus. Estas fracciones se han establecido como indicadores tempranos de la calidad del suelo, he incluyen como indicadores a la biomasa microbiana y la tasa de respiración microbiana, materia orgánica particulada, fracción ligera (LF), carbono orgánico del el suelo (COS) y nitrógeno (N) en las fracciones (Paul, 2016; Zagal et al., 2009).

Por otra parte, los sistemas silvopastoriles, pueden ser una opción que permita una simbiosis entre las necesidades del uso de los bosques por parte de las comunidades rurales, y garantizar la sustentabilidad de los recursos, bienes o servicios que brindan los mismos. Los sistemas silvopastoriles pueden ofrecer numerosos beneficios ambientales, como la conservación de la biodiversidad, el reciclaje de nutrientes, el control de la erosión, y el secuestro de carbono, al mismo tiempo que representan una oportunidad para aumentar la productividad de la tierra, y mejorar el flujo de caja mediante la combinación de ingresos de la producción de cultivos, forrajes y la silvicultura, o producción animal en el mismo sitio (P. K. Nair, 2011; P. L. Peri, Dube, & Varella, 2016).

Actualmente, la mayoría de los estudios realizados en bosques nativos chilenos se han enfocado en el estudio de parámetros biogeoquímicos en bosques prístinos, y existen pocos estudios biológicos y bioquímicos de suelos en comunidades boscosas en la zona andina del sur central (Alvear, Urra, Huaiquilao, Astorga, & Reyes, 2007; C. Pérez, Carmona, Aravena, Fariña, & Armesto, 2009; Rivas, Oyarzún, Godoy, & Valenzuela, 2009), especialmente estudios específicos en bosques de roble perturbado que describen la dinámica, y la calidad de los suelos en diferentes condiciones de cubierta forestal. Se postula que la alteración de la cubierta arbórea en los bosques de *N. obliqua*, así como la acción antrópica de la tala selectiva

y el pastoreo extensivo de ganado, determinarán la calidad del suelo y la actividad de sus procesos microbianos. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la modificación de coberturas arbóreas mediante procesos de tala y pastoreo en la calidad del suelo de un Andisol, en bosques perturbados de *Nothofagus*, y su uso potencial en silvopastoreo.

1.1.1 Características y problemática del sector de estudio

El predio Ranchillo Alto tiene una superficie aproximada de 653 ha, donde predomina a nivel ecosistémico el bosque de *Nothofagus sp.* Este se encuentra bajo una fuerte presión, habiendo sido sometido a procesos históricos sobrepastoreo y tala para madera aserrada, leña y carbón. Estos procesos amenazan intensamente la calidad del suelo en el predio, la biodiversidad y hasta la existencia del bosque nativo. Los sectores Ranchillo Alto, Calabozo, y el Avellano y se encuentran localizados en las estribaciones precordilleranas de la Cordillera Andina (Dube et al., 2016).

De acuerdo a CIREN (1999) el sector presenta suelos de origen volcánico, conocidos como trumaos, con baja densidad aparente, la que varía entre 0,6 y 0,9 g cm⁻³, orden Andisol. Estos suelos se caracterizan por su mayor contenido de arcillas (con gran área específica), elevado contenido alofánico, alta cantidad de materia orgánica, escasa disponibilidad de P, alta capacidad de retención de agua y una descomposición más lenta de materiales orgánicos incorporados.

Las condiciones socioeconómicas de las comunidades cercanas al predio, los ubican en el grupo socioeconómico E (categoría de pobres), dedicados principalmente a actividades como mano de obra en empresas forestales, agricultura de subsistencia y ganadería, la cual es una actividad que se identifica a lo largo de todo el predio, a excepción de las altas cumbres. Contar con este predio para satisfacer las necesidades pasto para los animales, es altamente valorado por estas comunidades, ya que se menciona que sus propiedades no permiten mantener al ganado durante todo el año. Sin embargo, el ramoneo de los animales ha impedido la regeneración en aquellos sitios más descubiertos, afectando la calidad y condición sanitaria del roble y del raulí. Lo anterior, permite señalar que la regeneración de la vegetación nativa

va de incipiente a establecida, siendo, en este último caso, la presencia de bosquetes con hoyos de luz, insertos entre bosques maduros y sobremaduros, una de sus más evidentes manifestaciones fisonómicas (Dube et al., 2016).

1.1.2 Calidad de suelo y sus indicadores

La evaluación de la calidad de suelo es muy útil para determinar la sustentabilidad de sistemas de uso y manejo del suelo. El concepto de calidad de suelos está basado en su multifuncionalidad, y se define como la capacidad para funcionar como parte de un ecosistema (natural o antropogénico), y mantener la productividad de las plantas y animales (Karlen et al., 2003).

La calidad del suelo se presenta como la herramienta ideal para identificar o conocer el estado de degradación en que funciona el suelo en un momento dado, así como que medidas son necesarias para un mejor funcionamiento, ya que proporciona información sobre las características físicas, químicas y biológicas del suelo. Inicialmente el concepto de calidad se relacionaba únicamente con la degradación; así se consideraban tierras de buena calidad aquellas que permitían maximizar la producción y minimizar la erosión. Sin embargo, el término de calidad ha ido evolucionando hasta incorporar el concepto de sostenibilidad del suelo, aunando criterios tanto productivos como medioambientales (Ballestar & González, 2006; Paul, 2016).

El contenido de materia orgánica (MOS) es un atributo clave de la calidad del suelo, ya que tiene efectos de gran alcance sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas. La MOS aumenta la estabilidad del suelo, actúa como reserva de nutrientes y agua, ayuda a prevenir la erosión y promueve la agregación. Los incrementos de la MOS permiten secuestrar excedentes de CO₂ atmosférico. Sin embargo, altos niveles de la materia orgánica del suelo, la variabilidad natural del suelo, su capacidad de amortiguamiento, su resiliencia y su capacidad de filtrar y absorber sustancias contaminantes hacen que sea difícil medir el efecto de los cambios en la gestión del uso del suelo en el corto plazo, ya que los daños que sufre no se perciban hasta una fase muy avanzada. De este modo, a veces solo tras varios años de usos

inadecuados es cuando aparecen las señales del impacto negativo sufrido durante el pasado (Bastida et al., 2008; Paul, 2016).

La MOS se puede dividir conceptualmente, en dos compartimentos o pools: el primero correspondería a lo que se denomina MOS lábil, la cual se encuentra formada por restos de animales, plantas y microorganismos, transformados de manera incompleta, que son la primera fuente de humus y que no forman parte integral del suelo; y un segundo grupo, que se denomina MOS estable, y que está formado de sustancias húmicas y productos de descomposición que forman parte integral del suelo (Paul, 2016). Las fracciones lábiles de la MOS suelen ser más sensibles a los cambios en las prácticas de manejo de suelos o condiciones ambientales que la materia orgánica total del suelo, por lo tanto están bien establecidas como indicadores tempranos del cambio en la calidad y uso del suelo o la contaminación.

Se incluyen como indicadores tempranos para evaluar la calidad del suelo los contenidos totales de carbono (C) y nitrógeno (N) en el suelo, C y N en la biomasa microbiana, materia orgánica particulada, fracción ligera (LF) (Paul, 2016; Zagal et al., 2009).

1.1.3 Respiración del suelo y biomasa microbiana

La respiración del suelo proporciona una medida útil de la actividad biológica relativa del suelo, la evolución de CO₂ a partir de un subsistema de descomposición es directamente proporcional a la actividad de la biota de descomposición, a la pérdida de masa del sustrato y, por lo general, la mineralización de los elementos unidos orgánicamente. Como tal, la medición de la evolución de CO₂ a partir de un sustrato de descomposición puede proporcionar un índice útil de las tasas de descomposición y la mineralización. El término “respiración del suelo” se refiere normalmente a la evaluación de la evolución de CO₂ en el suelo, ya sea *in situ* o bajo condiciones controladas (Carlyle & Than, 1988). La temperatura y la humedad son los factores que dominan el comportamiento de la respiración del suelo, siendo en un máximo a mayores temperaturas y contenido de humedad intermedios, y una disminución a bajo contenido de humedad y temperatura. (Bown, Fuentes, Perez-Quezada, & Franck, 2014).

Rivas et al. (2007), en un estudio comparativo en un bosque secundario de *Nothofagus obliqua* de la Depresión Intermedia en Chile, influenciado por la actividad agrícola-ganadera y bosque prístino de *Nothofagus betuloides* de la Cordillera de los Andes, encontraron que de la respiración *in situ* del suelo para el bosque de *N. obliqua*, fluctuó entre 103 a 139 mg de CO₂ m⁻² h⁻¹, y entre 107 a 141 mg de CO₂ m⁻² h⁻¹ para el bosque de *N. betuloides*. Aun cuando la tasa fue significativamente diferente entre las áreas de estudio, las tasa de producción de CO₂, en el bosque de *N. betuloides*, fue menos sensible a las bajas temperaturas, en comparación al bosque de *N. obliqua*. Las características cuali - cuantitativas de la hojarasca y su velocidad de descomposición en el bosque de *N. obliqua*, favorecieron la actividad de la biota y en especial, los microorganismos del suelo.

Bown et al. (2014), en un estudio de respiración de suelos a lo largo de un gradiente de perturbaciones en ecosistemas esclerófilos en la Reserva Roblería del Cobre de Loncha en Chile Central, donde encontraron que las perturbaciones presumiblemente disminuyeron las tasas de respiración del suelo mediado por reducciones en la capa de hojarasca, materia orgánica del suelo, biomasa de raíces y contenido de agua particularmente en la temporada seca y cálida.

En la provincia de Santa Cruz en la Patagonia Argentina, P. Peri, Bahamonde, and Christiansen (2015) evaluaron la dinámica estacional para identificar las diferencias en las tasas de respiración del suelo para diferentes usos de suelo: bosque primario, silvopastoreo y pastizales. Los uso de la tierra mostraron que la respiración del suelo en los sistemas siguió el siguiente orden silvopastoril > bosque nativo > pastizales, indicando las ventajas el sistema silvopastoril sobre los pastizales solos. Indica que la concentración de carbono en el suelo, cubierta de arena y la profundidad y cobertura del suelo desnudo fueron los principales factores que explican el 78 - 83% de la varianza en la respiración del suelo. Además se indica que la información sobre la respiración del suelo es esencial para estimar el balance de carbono para una gama de ecosistemas en la Patagonia, ya que este parámetro permite evaluar la dinámica de CO₂ en el suelo.

Valenzuela, Leiva, and Godoy (2001), en bosques del límite altitudinal de la Cordillera de los Andes del sur de Chile, mencionan que la hojarasca constituye la principal fuente de nutrientes para la vegetación y edafón, siendo los microhongos uno de los principales agentes involucrados en la descomposición de la hojarasca. Según indican Stevenson and Cole (1999), la biota del suelo está influenciada por la calidad y cantidad de material vegetal aportado al suelo y por las características climáticas que también afectan la abundancia microbiana, las especies involucradas y su composición trófica. Por tal razón, los microorganismos juegan un papel fundamental en la sustentabilidad de los diferentes ecosistemas, desarrollando funciones esenciales como el ciclaje de nutrientes para el crecimiento de las plantas, formación de humus del suelo, mejora de las propiedades físicas del suelo y el mantenimiento de la biodiversidad de los ecosistemas (Paul, 2016).

1.1.4 Mineralización de nitrógeno en el suelo

La productividad y la dinámica de muchos ecosistemas terrestres no manejados, y la mayoría de los ecosistemas agrícolas y forestales gestionados, están limitadas por el suministro de nitrógeno biológicamente disponible. Todas las especies, tanto aérea y subterránea, están en una intensa competencia por N disponible en los ecosistemas forestales (C. A. Pérez, Carmona, & Armesto, 2003; Trap, Bureau, Vincelas-Akpa, Chevalier, & Aubert, 2009). El N en el suelo sufre constantes transformaciones desde una forma a otra como resultado de la actividad de los microorganismos, la influencia de las plantas, y las condiciones particulares del suelo (pH, temperatura y contenido de humedad), según sean estos procesos de mineralización, fijación de N atmosférico, etc. De esta forma, en el ciclaje de los compuestos nitrogenados, que incluye el potencial de mineralización neta de N y nitrificación, representan grandes indicadores ecológicos de la productividad del ecosistema forestal (Trap et al., 2009).

La mineralización de N en el suelo, se ve afecta principalmente por la temperatura y el contenido de humedad del suelo. La temperatura se encarga de controlar la cinética y magnitud de la producción de amonio (NH_4^+), el proceso de mineralización consiste principalmente en una descomposición enzimática del N orgánico. Un aumento de temperatura causa también una mayor respiración microbiana, la cual está directamente relacionada con la mineralización de N. En general, cuanto mayor la temperatura, más rápido es el proceso de

mineralización y cuanto menor la temperatura, mayor la acumulación de materia orgánica en el suelo (Rivas et al., 2009). En cuanto a la humedad del suelo, su contenido afecta directamente la tasa de mineralización, siendo óptimo para amonificación cuando el contenido se sitúa entre 50 y 75% de la capacidad de campo (C. Pérez et al., 2009).

En el suroeste de la Patagonia en Argentina se determinó que las prácticas de raleo en bosques de ñire (*Nothofagus antártica*) para uso silvopastoril (manteniendo valores de cobertura de dosel intermedios) no afectaron tanto la mineralización de N y la nitrificación. Sin embargo, los valores más bajos de mineralización de N y nitrificación se encontraron en el lugar sin árboles, que sugieren que la eliminación total de los árboles del ecosistema puede disminuir mineralización de N y nitrificación (Bahamonde et al., 2013).

C. A. Pérez et al. (2003) encontraron en un estudio en bosques no contaminados y antiguos en la cordillera costera del sur de Chile, que las tasas de mineralización de nitrógeno medidas en ensayos de laboratorio variaron estacionalmente, llegando a $6,0 \mu\text{g N g}_{\text{ss}}^{-1} \text{d}^{-1}$ a finales del verano. Los valores más altos se relacionaron con una mayor actividad microbiana, mayores concentraciones de N inorgánico lábil, e incrementos de la litera foliar fina. Este mismo autor en bosques nativos de coníferas y latifoliadas del sur de Chile, reportan una acentuada estacionalidad (febrero-abril) en las tasas de mineralización de N (N_{min}), y una correlación significativa y positiva con la precipitación mensual, las tasas de N_{min} coincidieron con los rangos reportados en el primer estudio.

Rivas et al. (2009) estudiaron las modificaciones del cambio de uso de suelo de un bosque templado de *Nothofagus obliqua* a una plantación con coníferas exóticas. En cuanto a la mineralización neta N, en el bosque de *N. obliqua* los valores fluctuaron entre -3,47 a 7,98 $\mu\text{gN g}_{\text{ss}}^{-1} \text{d}^{-1}$ y fueron superiores en promedio a los registrados en la plantación de *P. radiata*, donde varío entre -4,12 a 3,65 $\mu\text{gN g}_{\text{ss}}^{-1} \text{d}^{-1}$, obteniéndose los mayores valores en la temporada de primavera-verano. Los mayores valores de mineralización y actividad biológica en el bosque de *N. obliqua*, se deberían a la composición y características químicas de la hojarasca. Producto del cambio de uso de suelo y manejo silvícola, la plantación de *P. radiata* cambia la química y la relación C/N del suelo con una menor tasa de descomposición de la materia

orgánica, y como consecuencia, los procesos de mineralización, la actividad biológica y retorno de nutrientes al suelo se reducen en comparación con el bosque de *N. obliqua*.

1.1.5 Fraccionamiento físico del suelo

El fraccionamiento físico se utiliza cada vez más para estudiar la transformación (“turnover”) de la MOS, según el tamaño y la densidad de las partículas del suelo hace hincapié en la importancia de las interacciones entre los componentes orgánicos e inorgánicos del suelo en la transformación de la materia orgánica (Zagal et al., 2002). Los métodos de fraccionamiento físico tratan de evitar cambios químicos en la MOS y asumen que ésta puede ser dividida según su “labilidad” o facilidad relativa con que es descompuesta por microorganismos del suelo. La fracción con mayor labilidad ha sido usada como indicador de manejo sustentable, ya que su contenido puede cambiar en el corto plazo (varios meses a unos años) (Zagal et al., 2009).

La fracción lábil de la MOS ha sido denominada como macro agregados ($> 212 \mu\text{m}$ de diámetro). La fracción intermedia tiene menos labilidad y es asociada con los meso agregados ($212 - 53 \mu\text{m}$ de diámetro), y la fracción pesada más estable y asociada con los micro agregados (Christensen, 2001; Dube, Zagal, Stolpe, & Espinosa, 2009).

La fracción lábil puede ser dividida principalmente en dos compartimentos, la fracción liviana (FL) y la fracción pesada (FP). La cantidad de FL es afectada por el uso del suelo, tipo de vegetación y factores como clima, tipo de suelo y actividad microbiana; su acumulación puede ser más favorable en climas fríos y secos, en suelos cuyo pH es bajo, y donde exista una vegetación continua con alto reciclaje de material vegetal, como es el caso de bosques y praderas (Dube & Stolpe, 2016).

Christensen (1992), reporta que los valores de FL varían desde 0,3 a 82 g FL kg^{-1} suelo. Zagal et al. (2002) reportan valores entre 40,39 y $58,43 \text{ g FL kg}^{-1}$ suelo en un suelo volcánico bajo diferente manejo agronómico de la precordillera de Ñuble en Chile. Indican estos autores que sus valores coinciden para suelos forestales y que sus altos rangos se explican a mayores cantidades de MOS que poseen los suelos de origen volcánico y también por el procedimiento

utilizado de separación (sedimentación). Asimismo mencionan la importancia de la FL como sustrato para los microbios del suelo y fuente de nutrientes del suelo.

1.1.6 Descomposición de litera forestal

La descomposición de la hojarasca producida por los bosques hace disponibles y reciclables los nutrientes minerales en ella contenidos. Es, además, la principal fuente de carbono para la síntesis del humus del suelo, así como fuente de energía y nutrientes para invertebrados y microorganismos que participan en su fraccionamiento y descomposición (Berg & Mc Clagherty, 2008).

Decker and Boerner (2006) indican que el aumento de humus con la descomposición de la hojarasca, contribuye a mejorar la estructura edáfica del suelo, e incrementa la capacidad de infiltración, almacenamiento de agua y la conductividad hidráulica en el suelo. La acumulación y descomposición de la hojarasca y su conversión en humus dependen de factores como la productividad primaria, la composición y la estructura de la vegetación, los flujos de viento y agua, la temperatura y la humedad en el ambiente, la fertilidad del suelo, y la actividad de los microorganismos y la fauna edáfica, así como de la inclinación del terreno y su exposición respecto al tránsito del sol (Berg & Mc Clagherty, 2008).

Staelens et al. (2011), realizaron un estudio descriptivo (sin réplicas) para estudiar la dinámica de nutrientes en cuatro sitios de bosques lluviosos valdivianos de la precordillera de los Andes, centro-sur de Chile: un bosque siempreverde de antiguo crecimiento prístino y otro alterado, un bosque caducifolio secundario con manejo silvícola y otro sin. Durante el período octubre 2002 - septiembre 2006, se estimaron (i) masa de la hojarasca (cuatro años) y contenido de nutrientes de la hojarasca (un año), (ii) descomposición y dinámica de nutrientes de hojarasca (un año) y de la corteza de *Saxegothaea conspicua*, y (iii) mineralización neta de nitrógeno (N-min) en el suelo in situ (un año). El aporte de hojarasca en los cuatro sitios fluctuó desde 3,5 hasta 5,8 ton ha⁻¹ año⁻¹, y es temporalmente menor en bosque caducifolio manejado, respecto del caducifolio sin manejo. Además, presentan una estacionalidad en los siempreverdes que es diferente, respecto de los deciduos. La hojarasca se descompone más rápidamente (promedio 32 % pérdida de masa después de un año) que la corteza (8 %), pero

no se presentaron diferencias significativas en la hojarasca. El N neto en la hojarasca de los bosques siempreverdes disminuye durante la descomposición, pero se incrementa en la hojarasca de los deciduos. La N-min neta del suelo fue más alta en el bosque siempreverde prístino, intermedia en los bosques deciduos y el más baja en el bosque siempreverde alterado.

1.1.7 Suelos volcánicos y sus características

Los suelos volcánicos pertenecientes al orden de los Andisoles se forman por la acumulación de cenizas volcánicas y material volcánico relacionado. Presentan características muy especiales, como son la presencia de arcillas no cristalinas tales como alófono, altos contenidos de materia orgánica, baja densidad aparente, de alta capacidad de fijación de fósforo y alta capacidad de retención de agua (Aguilera, Borie, Peirano, & Galindo, 1997).

Zagal 2002, indica que muy a menudo los métodos desarrollados para caracterizar propiedades químicas, físicas o biológicas en los suelos no volcánicos, se modifican parcialmente cuando se aplica a suelos volcánicos. De igual manera, menciona que la mayoría de los resultados reportados en la literatura relacionada con fracciones de materia orgánica lábil, y su uso como indicadores tempranos de cambios de la MOS debido a las prácticas de manejo, ha sido para suelos no volcánicos. Junto a lo anterior, Matus, Amigo, and Kristiansen (2006), indican que los mecanismos para la estabilización de la materia orgánica en suelos volcánicos difieren de las descritas para los suelos no volcánicos, por lo que existe una necesidad de aumentar el conocimiento sobre el uso de estos tempranos indicadores para suelo volcánico.

Woignier, Pochet, Doumenc, Dieudonné, and Duffours (2007) mencionan que los resultados experimentales muestran que el contenido de N y C en los suelos volcánicos depende claramente del contenido de alófanos. Indican estos mismos autores que los alófanos son grupo de minerales no cristalinos del tamaño de la arcilla y que incluye en su composición química silicio, aluminio y agua. Estos materiales volcánicos se comportan como geles durante el secado con una gran contracción irreversible que puede modificar las propiedades físicas del suelo.

1.1.8 Sistemas Silvopastoriles: experiencias en Chile

Los sistemas silvopastoriles en zona templada combina los árboles con forraje y la producción ganadera, puede establecerse mediante la adición de árboles a los pastos existentes, o por el adelgazamiento de una masa forestal existente, y añadir o mejorar un componente de forraje. Los árboles son gestionados por el valor y uso de la madera, al mismo tiempo que proporcionan refugio para el ganado, reducir el estrés por calor (durante verano), mejorar la alimentación y el consumo de agua. En las épocas frías la protección de los árboles reduce el estrés por frío en los animales, permitiendo el mantenimiento de la energía calórica, y son capaces de ganar más peso. El forraje y la ganadería proporcionan ingresos a corto plazo, al mismo tiempo la cosecha de trozas proporciona un mayor rendimiento económico global de la tierra (P. Nair, Mohan, & Nair, 2009; P. L. Peri et al., 2016)

En el sector agrícola y forestal en zona templada, en particular, las razones de interés en el silvopastoreo, nacen de la necesidad de revitalizar las economías rurales, el deseo de aumentar las exportaciones de madera garantizando la sustentabilidad del bosque, y la resolución de conflictos sobre el uso potencial del suelo para la agricultura, ganadería y la silvicultura. A través del uso de sistemas de gestión agroforestal un aumento de beneficios económicos y silvícolas se pueden lograr. Actualmente, las funciones de calidad del medio ambiente y los servicios ecosistémicos que se asocian más comúnmente a este tipo de agroforestería, son: secuestro de carbono - cambio climático, conservación de la biodiversidad, mejora de la calidad del agua y mejoramiento del suelo (Jose, 2009; P. K. Nair, 2011).

En la Patagonia chilena, se evaluó el potencial de secuestro de carbono en los ecosistemas en Andisoles, en sistemas silvopastoriles (MSF), (SPS) basados en pino ponderosa (*Pinus ponderosa*), plantaciones de pino (PPP) y pastos naturales con pastoreo (PST), determinando que las tasas de secuestro de C aumentaron, y que la tasa de secuestro fue significativamente mayor después de la conversión de la plantación al sistema silvopastoril, debido a la menor densidad y la presencia de pasturas de leguminosas. Estos resultados muestran que las prácticas de uso del suelo afectan sustancialmente las existencias de SOC, y los sistemas silvopastoriles favorecen el secuestro de C (Dube et al., 2012; Dube et al., 2011).

Dube et al. (2016) indican que el Instituto Forestal de Chile (INFOR) desarrolló el Programa Agroforestal Nacional (PAN) para evaluar el potencial de los sistemas agroforestales en Chile. La investigación incluyó diferentes sistemas agroforestales potenciales (silvoagricultura, silvopastoreo, cortavientos, amortiguador ribereño, bioenergía y apicultura), incluyendo especies adecuadas. Además, se establecieron unidades demostrativas de agrosilvicultura de pino radiata como herramientas de extensión, dirigidas a pequeños agricultores y ganaderos. Estos proyectos fueron desarrollados trabajando con 1600 productores entre los años 2006 y 2013, y se plantó una superficie de 1114 ha entre Coquimbo, en el norte, y la Región de Magallanes. Indican estos autores que los sistemas más aceptados fueron el silvopastoril y cortavientos, con el objetivo de producir madera, forraje y animales. Los resultados más importantes encontrados fueron: (1) ingresos a corto plazo a través de animales y cultivos agrícolas, (2) los ingresos por la madera a medio plazo mediante el adelgazamiento comercial o el uso directo de productos forestales, (3) mayor producción de las praderas o cultivos a partir del efecto protector de los árboles, como en sistemas silvopastoriles y cortavientos, debido a la evapotranspiración reducida del sotobosque, (4) producción de madera al final de la rotación, y (5) mejoramiento de las valoraciones agrícolas y mejora del paisaje rural (Dube et al., 2016).

En la Patagonia chilena, Schmidt, Schmidt, and Alonso (2013) estudiaron los efectos de un manejo silvopastoral en lenga (*Nothofagus pumilio*) en Magallanes, pradera mejorada con pasto ovillo (*Dactylis glomerata*), pasto miel (*Holcus lanatus*) y trébol blanco (*Trifolium repens*). Los resultados mostraron que luego de dos años de establecida la pradera, la cobertura de especies forrajeras aumentó de 1 a 48 % en las fajas de tala rasa, mientras que en el bosque raleado con densidades de 1.000 y 600 árb/ha, las coberturas herbáceas alcanzaron 20 y 29 % de ganancia, respectivamente. Un año después encontraron coberturas forrajeras de 79 % en la faja en tala rasa, 34 % en el tratamiento de 100 árb/ha, y 72 % con 600 árb/ha.

1.2 HIPOTESIS Y OBJETIVOS

La hipótesis general del proyecto consiste en:

La alteración de la cobertura y composición arbórea en bosques de *Nothofagus obliqua*, así como la acción antrópica de tala selectiva y ganadería extensiva, determinarán la calidad del suelo; y la calidad y cantidad de materia orgánica del suelo (MOS) y de sus procesos microbianos.

Las hipótesis específicas del proyecto son:

1. Las condiciones del suelo causadas por la presencia de especies arbóreas caducifolias, se caracterizarán por mayores cantidades de carbono orgánico del suelo (COS), mejores índices biológicos de calidad de suelo y de dinámica del nitrógeno (N), en comparación con las condiciones del suelo y presencia de especies perennes.
2. Las condiciones del suelo causadas por la presencia de especies arbóreas caducifolias, (ii) el microclima favorable, e (iii) implementación de sistema silvopastoril, se caracterizarán por el favorecimiento en la descomposición de la hojarasca.

El objetivo general del proyecto es:

Evaluar el efecto del grado de cobertura arbórea sobre la calidad del suelo en bosques de *Nothofagus obliqua*, con el fin de determinar su potencial para uso en silvopastoreo.

Los cuatro objetivos específicos definidos para comprobar las hipótesis planteadas son:

1. Evaluar el efecto del grado de cobertura arbórea (abierto, parcialmente abierto y parcialmente cerrado) y la influencia de la composición arbórea (caducifolia y perenne) sobre el COS, así como la respiración y biomasa microbiana C, tasas netas de mineralización de N y nitrificación del suelo.
2. Evaluar las fracciones de la MOS como indicadores de gestión sostenible y determinar la influencia del grado de cobertura arbórea y composición arbórea (caducifolia y perenne) sobre la distribución del C y N en sus agregados.

3. Valorar el efecto del grado de cobertura arbórea sobre la descomposición de la litera foliar en bosques de *Nothofagus obliqua*, considerando variaciones en humedad del suelo, y temperatura del aire y del suelo.
4. Evaluar el comportamiento del C, N, y de los contenidos de macro y micronutrientes durante el proceso de descomposición de la litera foliar.



CAPÍTULO 2

Soil quality indicators in an Andisol under different tree covers in disturbed *Nothofagus* forests.

Marianela Alfaro, Francis Dube, Erick Zagal.

Aceptado para publicación en Chilean Journal Agricultural Research 78 (01), en marzo de 2018.

ABSTRACT

Non-systemic logging, cattle browsing and grazing with the site natural vegetation can modify tree covers in native forests and alter the quantity and quality of organic matter entering the soil and hence its overall quality. The objective of this study was to evaluate the effect of modifying tree covers by uncontrolled logging and grazing processes on soil quality, in a mature and unmanaged roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst) forest. Soil quality was evaluated under partly-closed (PC), partly-open (PO), and open (OP) forest covers, and two soil depths. The indicators used were soil organic C (SOC), potential net N mineralization (N-min), and nitrification (N-NO₃), soil microbial respiration (SMR), microbial biomass C (MBC), soil aggregates, and light fraction (LF). At 0 - 5 cm soil depth SMR and MBC in PC cover was approximately 12 % higher than in PO and OP covers. For the same soil depth N-min in PC cover was 68 % and 95 % higher than in PO and OP covers, respectively; and for N-NO₃ PC cover was 45 % higher than PO cover. OP tree cover presented a negative N-NO₃ (immobilization). Dry weight for LF fraction in OP cover (labile OM) was 90 % and 67 % lower respect PC and PO covers, respectively ($P < 0.05$). The soil quality and the activity of its microbial processes were affected by alteration of tree cover, as well by the anthropic action of logging and extensive grazing, the soil in OP cover was the most affected.

Key words: Andisol, disturbed forest, *Nothofagus obliqua*, soil quality, temperate forest, tree covers.

2.1 INTRODUCTION

In the Biobío Region of Chile, second-growth roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst) forests have a high potential for timber production, and a series of related products such as fuelwood, particleboard, and lumber (Bergh & Promis, 2011). However, the forests are not only used to produce fuel and building materials, but also to feed cattle (cattle grazing with natural vegetation and browse), and as shelter to protect the animals in winter. In many cases, this multiple use is not in equilibrium with the limited potential of these forest ecosystems (Altamirano & Lara, 2010). Historically, unsustainable use of native forests has been observed, where the lack of management has predominated, the extractive patterns centered in the financial criterion, and the lack of specific regulations on the use of second growth forests for pasture (Lara et al., 2009). This lack of sustainable management constitutes an obstacle to the conservation of native forests, resulting in a dramatic fragmentation and, or reduction of native forests by indiscriminate logging, which together with cattle can severely impair the establishment and regeneration of natural vegetation, as well as cause soil compaction from trampling of the topsoil, and overstocking the cattle on the pastures (Dube et al., 2016; Lara et al., 2009).

The reduction of forest cover and change of land use play a key role in global warming, biodiversity conservation, regulation of the hydrological cycle and soil degradation, and alter key processes which control soil biogeochemical cycles (Altamirano & Lara, 2010; Bergh & Promis, 2011).

Much of the soils where these second growth forests are found belong to the Andisol order, formed from volcanic ash and are characterized by a high soil organic matter (SOM) content, good physical properties, high water retention capacity, low bulk density (0.6 to 0.9 g cm^{-3}), high allophanic content, and a slower decomposition of incorporated organic materials (Stolpe & Undurraga, 2016). Allophane is a group of clay minerals made up of silica, aluminum, and water in a chemical combination (Garrido & Matus, 2012).

Lara et al. (2009) indicate that the management of native temperate forest ecosystems should be oriented toward forest use by providing ecosystem services without losing biological diversity, and understanding soil biogeochemistry in the ecosystem is a prerequisite for

sustainable forest management. Soil quality evaluation is very useful for determining the sustainability of soil use and management systems. The concept of soil quality is based on its multi-functionality. It is defined as the ability to function as part of an ecosystem (natural or anthropogenic) and maintain plant and animal productivity (Bastida, Zsolnay, Hernández, & García, 2008). Soil organic matter (SOM) is a key soil quality attribute because it has far-reaching effects on physical, chemical, and biological properties; however, high SOM levels and the natural variability of soil make it difficult to measure the effect of short-term changes from soil use (Bastida et al., 2008; Zagal, Muñoz, Quiroz, & Córdova, 2009).

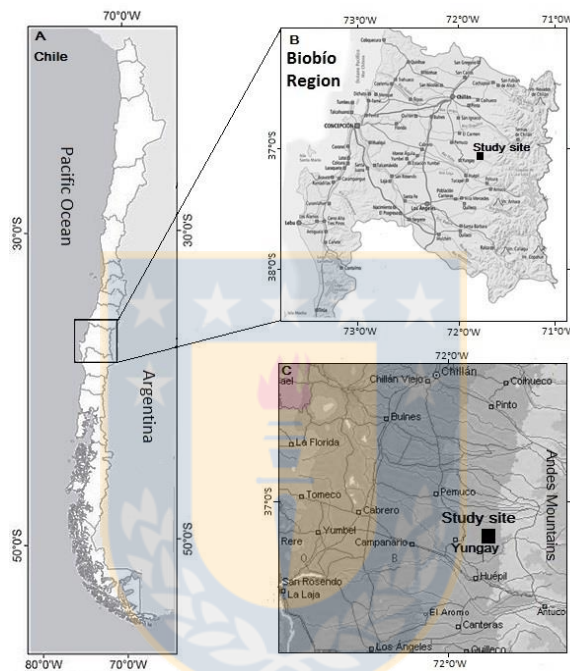
The labile SOM fractions are incompletely transformed animal, plant, and microorganism residues, and the primary source of humus. These fractions tend to be more sensitive to changes in soil management practices or environmental conditions than total SOM; they have therefore been established as early indicators of soil quality and land use change or contamination. These indicators include the microbial biomass and microbial respiration rate, particulate organic matter (POM), light fraction (LF), and soil carbon (C) and nitrogen (N) content in the fractions (Paul, 2016; Zagal et al., 2009).

Currently, most studies conducted in Chilean forests have focused on the study of biogeochemical parameters in pristine forests, and there are few biological and biochemical studies of soil in forested communities in the Andean zone of south central (Alvear, Urra, Huaiquilao, Astorga, & Reyes, 2007; Rivas, Oyarzún, Godoy, & Valenzuela, 2009), especially specific studies in disturbed roble forests that describe the dynamics and quality of soils under different pasture and forest cover conditions. It is postulated that the alteration of the tree cover in *N. obliqua* forests, as well as the antropic action of selective logging and extensive cattle grazing, will determine the quality of the soil and the activity of its microbial processes. Therefore, the objective of this study was to evaluate the effect of modifying tree covers by logging and grazing processes on soil quality of an Andisol, in a mature and disturbed *N. obliqua* forest.

2.2 MATERIALS AND METHODS

2.2.1 Site description and characterization

The study site is located at the “Ranchillo Alto”, commune Yungay , Biobío Region, Chile, ($37^{\circ} 04' S$ and $71^{\circ} 39' W$) (Figure 2.1), it covers approximately 653 ha. The prominent climate is warm temperate Mediterranean with a short dry season (< 4 months), with an average annual rainfall of 3000 mm, and mean annual temperature of $13.5^{\circ} C$ (Rivas et al., 2009). The site is located on volcanic soil (Andisol) (CIREN, 1999).



Map of Chile (A); Biobío Region (B); location of Ranchillo Alto (black square).

Figure 2.1 Study site “Ranchillo Alto” state property.

The “Ranchillo Alto” includes a large area of native forest, which is under heavy pressure from long-term and ongoing land uses that include cattle browsing and grazing with the site natural vegetation, and tree cutting for firewood, charcoal and timber. These processes strongly threaten overall biodiversity, soil quality and the very existence of the forest itself (Dube et al., 2016). Livestock raising is a common activity throughout the property, except for the areas with higher elevations and peaks. The state owned land that normally provides most of the animal forage is highly valued by the community since the majority of surrounding properties generally do not have the capacity to produce sufficient forage for livestock consumption throughout the year. Unfortunately, continual animal grazing also hinders the natural regeneration of trees in the more open sites, which eventually affects the quality and

density of the roble stands. Intensive and illegal logging can also be found throughout the site, and a large proportion of the forest has already been disturbed and subsequently degraded (Dube et al., 2016). It is also possible to see large areas where the forest is relatively open, or thin, and is comprised mainly of small trees, and with patches of degraded pastures that support livestock activity (Dube et al., 2016).

2.2.2 Experimental design and sampling

The tree cover level was evaluated in January 2015, using a Solariscope (SOL300, Behling, Berlín, Germany) (Annighöfer, Beckschäfer, Vor, & Ammer, 2015), that was placed at 1.5 m height above the ground, evaluations were done every 20 m in two parallel transects (1000 m length, 50 m spacing) with east-west orientation at each level of forest alteration (Dube & Stolpe, 2016). Three tree cover levels were determined: Open, Partly Open and Partly Closed, Table 2.1. For soil sampling, we established a randomized complete design with three replicates (plots) randomly distributed in each tree cover level. All plots had a size of 50 × 50 m (following the recommendations of Donoso, Grez, Escobar, and Real (1984), a slope ranging from 10 to 15 %, a uniform aspect, and were located at similar elevations (1200 m altitude), Table 2.1.

Table 2.1 Tree covers descriptions and baseline information in the study site.

| Tree cover | Tree cover description | Plot size | Species | Stocking density | Mean DBH | Basal area | Mean HT |
|--------------------|---|-----------|--|---------------------------|----------|------------------------------------|---------|
| | | (m) | | (stems ha ⁻¹) | (cm) | (m ² ha ⁻¹) | (m) |
| Open (OP) | Ground with 85-95 % of external light (average of area) | 50×50 | <i>Nothofagus obliqua</i> , <i>Chusquea quila</i> Kunth (quila) | 60 | 38.5 | 6.98 | 14 |
| Partly open (PO) | Ground with 65-75 % of external light (average of area) | 50×50 | <i>N. obliqua</i> , <i>Lomatia hirsuta</i> Diels ex J.F. Macbr., <i>Festuca</i> spp., <i>Gaultheria phillyreifolia</i> (Pers.) Sleumer | 134 | 39 | 16 | 26 |
| Partly closed (PC) | Ground with 45-55 % of external light (average of area) | 50×50 | <i>N. obliqua</i> , <i>L. hirsuta</i> , <i>Festuca</i> spp., <i>G. phillyreifolia</i> | 258 | 32 | 20.7 | 20 |

DBH: diameter at breast height, HT: total height.

Soil samples were done in November 2015. In each plot, soil samples were taken, composed of 8 random sub samples at depths of 0 - 5 and 5 - 20 cm, following the recommendations of (Dube, Zagal, Stolpe, & Espinosa, 2009). The samples were placed in polyethylene bags, were taken to the laboratory and were frozen at -7 °C, later were unfrozen, air-dried and sieved using stainless steel sieve having 2 mm apertures, and stored at 4 °C for the analyzes described below.

2.2.3 Chemical and biological parameters

Soil organic carbon, nitrogen and pH analysis were performed at the soil depths of 0 - 5 and 5 - 20 cm, and measured by dry combustion (Wright & Bailey, 2001). Soil pH was measured using a 1:2.5 mixture of soil and water (Sadzawka, Carrasco, Grez, Mora, & Flores, 2006).

The soil microbial respiration (SMR) and microbial biomass C (MBC) were evaluated at the soil depths of 0-5 and 5-20 cm following the SIR method (substrate-induced respiration) described by Anderson and Domsch (1978). Three subsamples of 10 g dry soil for each soil sample were incubated to 22 °C for 24 h, then placed in a gas-tight container suitable for CO₂ headspace analysis. A concentration series of glucose amendments in liquid form to bring slightly dried soil to 60 % WPFS (water filled pore space) (Linn & Doran, 1984) were added. The CO₂ content was analyzed using a CO₂ analyzer (LI-820, LI-COR, Lincoln, Nebraska, USA). The minimum concentration of glucose giving maximal respiratory response was added to replicate subsamples of soil, we used 5 and 10 μM·g⁻¹ dry soil for 0 - 5 cm and 5 - 20 cm depths, respectively. MBC was calculated using the Equation [1]:

$$x = 40.4y + 0.37 \quad [1]$$

where x is total microbial biomass C (μg C·g⁻¹ dry soil) and y is maximum initial rate of CO₂ respiration (mL CO₂·g⁻¹ dry soil).

2.2.4 Potential net N mineralization (N-min) and nitrification (N-NO₃)

Three subsamples of 5 g dry soil were used as control, and three additional subsamples were incubated at 22 °C for 10 d at 60 % WPFS (Linn & Doran, 1984), then put in a 150 mL plastic flask with 25 mL of K₂SO₄ (0.5 M) solution, were shake for 1 h at 180 rev·min⁻¹. The extract was decanted, filtered, and was analyzed by colorimetry using a UV-visible spectrophotometer

(AA3, BRAN+LUEBBE, Norderstedt, Germany). Nessler reagent and sulfosalicylic reagent was used to determine the N-mineral as ammonium and nitrate (Alef, 1995). N-min and N-NO₃ were calculated using the Equation [2] and Equation [3] (Trap, Bureau, Vincelas-Akpa, Chevalier, & Aubert, 2009):

$$\text{Potential net N mineralization} = [(N - NH_4^+ + N - NO_3^-)_f - (N - NH_4^+ + N - NO_3^-)_i] / T_d \quad [2]$$

$$\text{Potential net nitrification} = [(N - NO_3^-)_f - (N - NO_3^-)_i] / T_d \quad [3]$$

where the subscripts *i* and *f* indicate concentrations measured before and after aerobic incubation, respectively and *T_d* indicates incubation time in days. N-min and N-NO₃ were expressed as μg N·g⁻¹ dry soil·d⁻¹.

2.2.5 Physical fractionation of SOM

The SOM fractionation analysis was performed (0 - 5 and 5 - 20 cm depths) following the method described by Feller, Burtin, Gerard, and Balesdent (1991), 50 g soil was mechanically dispersed in a plastic bottle (250 mL) containing 10 glass beads (6 mm diameter) and 180 mL distilled water, and shaken at 50 cycles·min⁻¹ for 16 h using an overhead shaker (Hie-MIX Reax 2, Heidolph, Schwabach, Germany). The disrupted soil aggregates were then wet sieved using stainless steel sieves having 212 and 53 μm apertures. The light fraction of organic matter (that were retained on the 212 μm sieve) were separated by flotation. Soil samples were sieved according to separate the following fractions: macroaggregates (> 212 μm), mesoaggregates (212 - 53 μm), and microaggregates (< 53 μm) (Dube et al., 2009). The fractions were dried at 50 °C for 48 h and weighed. The C and N contents of the light, intermediate, and heavy fractions were then measured by dry combustion (Wright & Bailey, 2001).

2.2.6 Statistical analyses

Two-way ANOVA was used to evaluate the effects of tree cover (n = 3) and soil depth (n = 2) on the dependent variables SOC, N, C/N, pH, SMR, MBC, N-min, N-NO₃ (P < 0.05). Three-way ANOVA was used to evaluate the effects of tree cover (n = 3), soil depth (n = 2), and soil fraction (n = 4) on the dependent variables Dry weight of soil fractions, Organic C and N content in the soil fractions. Normality (Kolmogorov-Smirnov test) and homoscedasticity of variance (Levene's test) were evaluated prior to analysis. Logarithmic transformations were

performed when these assumptions were not met. Tukey's test was used for the comparison of means for tree covers, and Student's t test for the comparison of soil depths, with a significance level of 95 %. Statistical analysis was performed with the program R Project for Statistical Computing (version 3.2.5, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria).

2.3 RESULTS AND DISCUSSION

2.3.1 General chemical parameters

Tree cover and soil depth presented a significant effect on the SOC, N, only soil depth on the pH, and there was no significant effect on the C/N ratio (Table 2.2). There was no interaction between tree covers and depth of soil ($P < 0.05$).

Table 2.2 P values for chemical, biological and biochemical parameters.

| Source of variation | P value | | | | | | | |
|---------------------|-----------------|-----------------|------|---------------|-----------------|-----------------|-----------------|-------------------|
| | SOC | N | C/N | pH | SMR | MBC | N-min | N-NO ₃ |
| Tree cover | 0.001 | 0.02 | 0.15 | 0.31 | < 0.0001 | < 0.0001 | < 0.0001 | < 0.0001 |
| Soil depth | < 0.0001 | < 0.0001 | 0.06 | 0.0001 | < 0.0001 | < 0.0001 | < 0.0001 | 0.01 |
| Cover × Depth | 0.96 | 0.91 | 0.91 | 0.17 | 0.003 | 0.003 | < 0.0001 | < 0.0001 |

SOC: Soil organic Carbon, SMR: Soil microbial respiration, MBC: Microbial biomass C, N-min: Potential net N mineralization, N-NO₃: Potential net nitrification. Bold values are significant.

SOC in the PC tree cover was higher (7 %) than in PO and OP tree covers; PO and OP tree covers did not show differences (Table 2.3). SOC was higher at 0 - 5 cm soil depth. N content was no different between PC and PO tree covers, nor between PO and OP tree covers. N was higher at 0 - 5 cm soil depth. The pH was no significantly for tree cover factor, it showed moderately acidic values, and it was more acid at 0 - 5 cm, characteristic at soil with higher SOC (Potthast et al., 2017).

Table 2.3 Soil organic carbon, nitrogen, and pH for each tree cover and soil depth.

| Variable | Tree cover | Soil Depth | |
|--------------------------|------------|------------------|-----------------|
| | | 0-5 cm | 5-20 cm |
| SOC (%) | PC | 10.54 ± 0.42 a A | 7.17 ± 0.60 a B |
| | PO | 9.37 ± 0.48 b A | 6.33 ± 0.39 a B |
| | OP | 9.40 ± 0.51 b A | 6.27 ± 0.21 a B |
| N (%) | PC | 0.58 ± 0.03 a A | 0.36 ± 0.05 a B |
| | PO | 0.54 ± 0.05 a A | 0.32 ± 0.07 a B |
| | OP | 0.48 ± 0.05 a A | 0.27 ± 0.06 a B |
| pH (H ₂ O) | PC | 5.9 ± 0.1 a A | 6.2 ± 0.1 a B |
| | PO | 6.0 ± 0.2 a A | 6.2 ± 0.2 a B |
| | OP | 5.8 ± 0.2 a A | 6.3 ± 0.2 a B |

PC: Partly-closed, PO: partly-open, OP: open tree cover, SOC: soil organic carbon. Values with the same lower case letter within a column are not different (Tukey's test ($P < 0.05$)). Values with the same higher case letter within the 0 - 5 and 5 - 20 cm soil depths and a same tree cover are not different (Student's t test ($P < 0.05$)). Mean ± standard deviation.

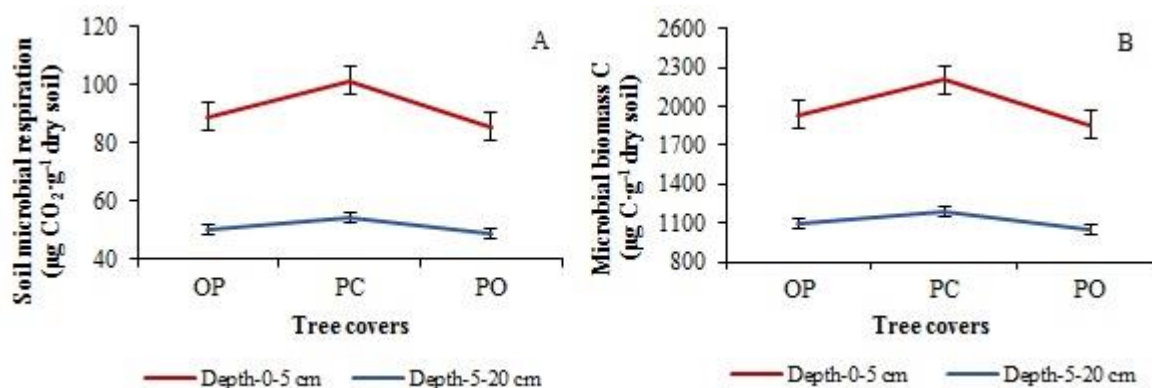
Our SOC results were similar to those reported by Dube and Stolpe (2016), in a study of Andean and Coastal *N. obliqua* forests under different degradation levels in the Biobío Region of Chile. In their study, SOC in the coastal area was significantly higher ($P < 0.05$) in the non-degraded than in the degraded forests, and a tended to be higher under non-degraded conditions. Our results indicated that SOC and N was sensitive to the tree cover level, that can be attributed to the differences in the frequency or intensity of historical logging, cattle browsing and grazing processes in the three tree covers, where the forest with OP cover has been the most disturbed. These processes can modify the tree covers and the vegetation of the study sites. Forest degradation by deforestation, grazing, and erosion can modify soil C stock because of interactions between quantity and quality of organic residues entering the soil and their subsequent use by soil macro and microorganisms, this affects the net SOM accumulation rate (Dube & Stolpe, 2016; Wang et al., 2017). In our case, a higher leaf litter contribution can accumulate in the soil in the ecosystem with the largest tree cover (PC) compared to the other two smaller covers (PO and OP). Lillo, Ramírez, Reyes, Ojeda, and Alvear (2011) found similar results when comparing different tree communities in southern Chile and determined that the higher plant cover (in both tree and shrub strata) allows higher SOM accumulation.

The tendency presented by our data is that higher SOC was recorded at the 0 - 5 cm soil depth (Table 2.3); SOC is usually closely related to larger OM content accumulated in the upper layer of the soil. Dube et al. (2009), who studied a *Nothofagus pumilio* (Poepp. & Endl.) Krasser, forest in Chilean Patagonia, indicate that superficial OM was less resistant to microbial decomposition than OM in lower soil layers, therefore, contents of SOC are higher.

The soil C stocks calculated at the 0 - 20 cm depth were 129, 128, and 145 Mg ha⁻¹ for OP, PO, and PC forest conditions, respectively. Our results were similar to those obtained by Huygens, Boeckx, Van Cleemput, Oyarzún, and Godoy (2005), who reported 132 Mg SOC ha⁻¹ in Andisols at the 0 - 30 cm depth in second-growth *N. obliqua* forests, and Dube and Stolpe (2016) that indicate values for *N. obliqua* forests in the Biobío Region at the 0 - 40 cm depth for degraded, partially-degraded, and non-degraded Andean forests were 129, 117, and 176 Mg SOC ha⁻¹, respectively, and values for degraded, partially-degraded, and non-degraded coastal forests were 144, 134, and 162 Mg SOC ha⁻¹, respectively. According to Dube and Stolpe (2016), soil C calculation depends on variables such as C concentration, horizon thickness, and bulk density, all of which have their respective variations and errors.

2.3.2 Biological parameters

The tree cover and soil depth presented a significant effect on the SMR, MBC, Table 2.2. In addition, Tree cover × soil depth interaction was recorded ($P < 0.05$), Figure 2.2.



A: Means and interaction for Soil microbial respiration, B: Means and interaction for Microbial biomass C.
OP: Open, PC: Partly-closed, PO: Partly-open tree covers.

Figure 2.2 Soil microbial respiration and microbial biomass C for each tree cover and soil depth.

According with the Tree cover \times soil depth interaction, the SMR and MBC variables did not behave in the same way in the three tree covers, and the behavior of levels of the cover depends on the levels of the depth with which it is combined. The Figure 2.2 A and 2.2 B indicated for the SMR and MBC that the simple effect of soil depth in PC cover differs from both the simple effect of soil depth in OP and PO cover, and the simple effect of soil depth in OP cover does not differ from the simple effect of soil depth in PO cover. A contrasts analysis for the interaction indicated that SMR and MBC in PC cover differ of PO and OP covers at the 0 - 5 cm soil depth, were approximately 12 % higher.

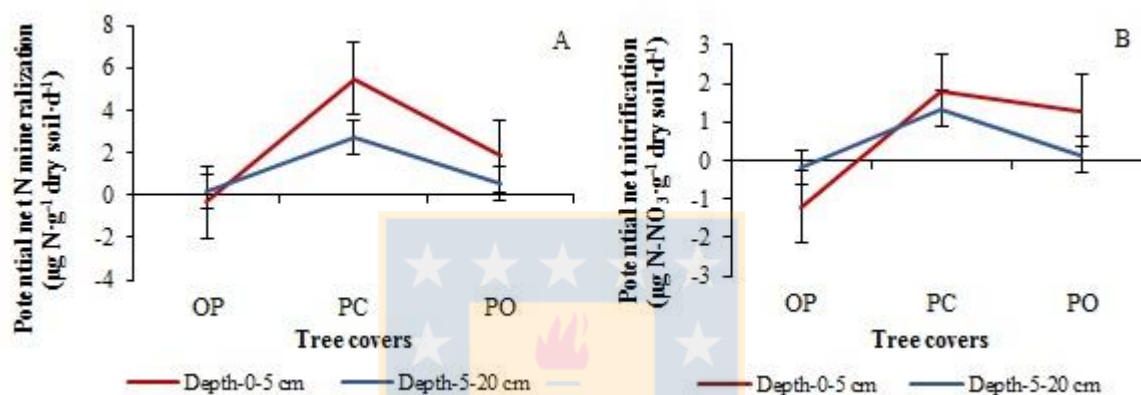
SMR and MBC are strongly sensitive to the amount of substrate available, regarding cover probably due to the difference in the quantity and quality of substrates entering the soil (litter), and in soil depth due to the availability of substrates; the upper soil layer contains more available substrate for the microorganisms are more active, which coincides with higher SOC levels (Dube et al., 2009; Ferreras et al., 2009). This behaviour can be attributable to the less disturbed forest conditions in the PC cover with respect to the other covers, due to a lower frequency or intensity of logging or cattle grazing in this forest (Dube et al., 2016). The greater number of trees and vegetation in PC cover, which may allow a greater accumulation of OM in the soil, favoring the rates of SMR and MBC. Bown, Fuentes, Perez-Quezada, and Franck (2014), studied soil respiration along a gradient of disturbances in sclerophyllous ecosystems in the Roblería del Cobre de Loncha National Reserve in central Chile; they found that the disturbances presumably decreased soil respiration rates mediated by reductions in the leaf litter layer, SOM, root biomass, and water content, especially in the hot and dry season. Wang et al. (2017) indicates that soil biota is influenced by the quality and quantity of plant material provided to the soil, and climatic characteristics that also affect microbial abundance, involved species, and its trophic composition.

The results that we obtained for MBC in the PC tree cover are very similar to values reported by Alvear et al. (2007) for the spring season in a *N. obliqua* forest with approximately 78 % of tree cover. Our results are higher than those found by Lillo et al. (2011) for *N. alpina* (Poepp. & Endl.) Oerst.-*N. dombeyi* (Mirb.) Oerst tree community in southern Chile. Our results for SMR and MBC are lower than values recorded by Dube et al. (2009) in a secondary *N.*

pumilio forest in the Chilean Patagonia. The differences can be attributable to the different quality (chemical and physical leaf composition between deciduous and perennial trees), distribution of available substrates in different ecosystems, and different laboratory methods (Dube et al., 2009; Zagal, et al., 2009).

2.3.3 Potential net N mineralization (N-min) and nitrification (N-NO₃)

The tree cover and soil depth had a significant effect on the N-min, and N-NO₃ (Table 2.2). The analysis showed interaction between these factors ($P < 0.05$), Figure 2.3.



A: Means and interaction for Potential net N mineralization, B: Means and interaction for Potential net nitrification. OP: Open, PC: Partly-closed, PO: Partly-open tree covers.

Figure 2.3 Potential net N mineralization and nitrification for each tree cover and soil depth.

The N-min and N-NO₃ values that we determined (Figure 2.3), concurred with the annual ranges reported by Rivas et al. (2009) (-3.47 to $7.98 \mu\text{g N}\cdot\text{g}^{-1}$ dry soil·d⁻¹ and -2.6 to $3.75 \mu\text{g N-NO}_3\cdot\text{g}^{-1}$ dry soil·d⁻¹), who presented higher rates in summer and autumn at the 0 - 10 cm depth in a secondary *N. obliqua* forest in south central Chile. Our results also coincided with those found by Pérez, Carmona, Aravena, Fariña, and Armesto (2009) at 0 - 10 cm depth in *Nothofagus* forests in Chiloé, Chile, with maximum rates of N-min of $6.00 \mu\text{g N}\cdot\text{g}^{-1}$ dry soil·d⁻¹ in field and laboratory incubations; they also indicated that N-NO₃ was approximately 50 % of total N-min. The higher N content (Table 2.3), coincided with higher N-min, SOC, and MBC values. This is in agreement with Rivas et al. (2009), who indicate for two *Nothofagus* forests, that the higher biological activity of the soil promotes the processes of N mineralization.

The interaction Tree cover \times soil depth indicated for the N-min and N-NO₃ that the effect of depth is not the same in the three tree covers, Figure 2.3 A and 2.3 B. A contrasts analysis for the interaction indicated that N-min and N-NO₃ presented the behavior: PC > PO > OP, in both soil depth. At the 0-5 cm soil depth N-min was 68 % and 95 % higher than in PO and OP covers, respectively. For the same soil depth N-NO₃ in PC cover was 45 % higher than the PO cover. This behavior indicated that the higher alterations of the forest, probably due to the different intensities of logging or cattle grazing and cover tree reduction, can have a negative impact on N-min and NO₃, possibly due to the reduction of residues that enter the soil, and the N usable by plants and microorganisms accumulates in the organic horizons, where humification processes are most active, and markedly decreases with soil depth (Trap et al., 2009). Perez et al. (2009) indicate that the N mineralization processes in forest soils in Chiloé, are correlated with high soil biological activity, higher labile inorganic N content, and increased entry of fine leaf litter. In the southeastern Argentina Patagonia, it was determined that *Nothofagus antarctica* (G. Forst.) Oerst. forest thinning practices for silvopasture (maintaining intermediate canopy cover values) did not affect either N-min or N-NO₃. However, the lowest N-min and N-NO₃ values were found in a treeless site, suggesting that the total removal of trees from the ecosystem can reduce N-min and N-NO₃ (Bahamonde et al., 2013).

We recorded negative N-min and N-NO₃ values in the OP tree cover (Figure 2.3). N-min and N-NO₃ negative values indicate that N is not potentially available for use by plants and soil microorganisms, and indicate net immobilization. Mineralization results in an increase, while immobilization results in a decrease in the simple forms of N in the soil available to plants (Rivas et al., 2009). Net mineralization occurs when the total amount of soluble N produced by microorganisms (gross mineralization) exceeds the total amount of soluble N consumed (gross immobilization), and consequently the inorganic N in the soil increases. When the amount of soluble N consumed is greater than the soluble N produced, the inorganic N in the soil decreases, that is, there is net immobilization (Trap et al., 2009). The organic matter quality (C availability in the material in relation to its available N) is the main factor that controls the equilibrium between mineralization and immobilization (Tian et al., 2017).

Nitrogen limits plant growth in most terrestrial ecosystems; therefore, net primary production (productive capacity) can be regulated by the rates at which soil microbes transform N to make it available for plants (Tian et al., 2017). According to our results we could infer that the alteration of the forest by uncontrolled processes of logging or cattle grazing, and the tree cover modification can affect the quantity and quality of the substrates that enter in the soil, and N dynamics. The logging reduces the amount of trees and vegetation, and overgrazing can effect regeneration processes and soil structure (Bahamonde et al., 2013; Dube & Stolpe, 2016).

2.3.4 Physical fractionation of SOM

The Soil fraction had a significant effect on the Dry weight of soil fractions, and this variable presented Cover \times Fraction interaction (Table 2.4). Tree cover, soil depth and soil fraction had a significant effect on the Organic C and N content. Organic C content presented interaction for Cover \times Fraction, and Depth \times Fraction. N content presented Cover \times Fraction interaction ($P < 0.05$) (Table 2.4).

Table 2.4 P values for dry weight of soil fractions, and Organic C and N content in the soil fractions.

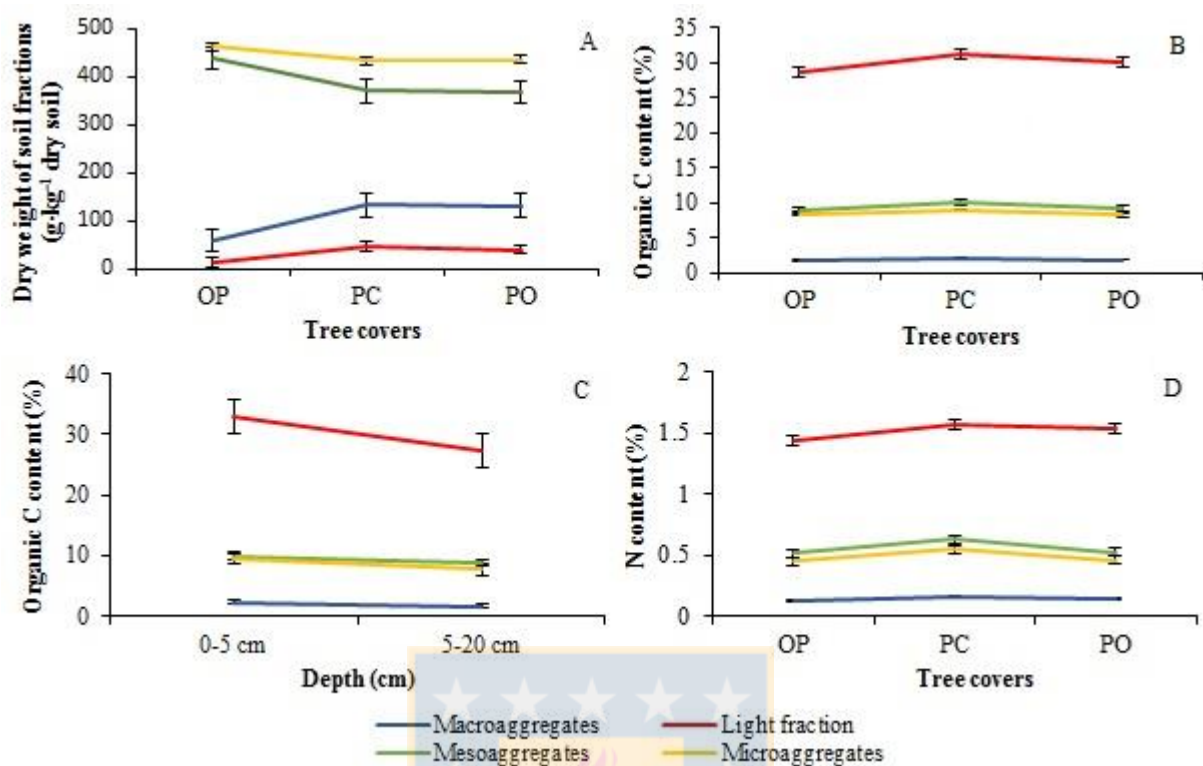
| Source of variation | P value | | |
|--|-----------------|-------------------|-----------------|
| | Dry weight | Organic C content | N content |
| Tree cover | 0.86 | < 0.0001 | < 0.0001 |
| Soil depth | 0.95 | < 0.0001 | < 0.0001 |
| Soil fraction | < 0.0001 | < 0.0001 | < 0.0001 |
| Cover \times Depth | 0.95 | 0.72 | 0.11 |
| Cover \times Fraction | < 0.0001 | < 0.0001 | 0.04 |
| Depth \times Fraction | 0.06 | < 0.0001 | 0.22 |
| Cover \times Depth \times Fraction | 0.06 | 0.34 | 0.49 |

Bold values are significant.

The Cover \times Fraction interaction for Dry weight of soil fractions indicated that this variable is sensitive to the distribution by fraction. A contrast analysis for the interaction indicated that in each covers, dry weight of soil fractions were dominated by the microaggregates, followed by mesoaggregates, macroaggregates, and finally the LF (Figure 2.4 A). This is concurring with

the results reported by Dube et al. (2009) for a secondary *N. pumilio* forest, and Dube and Stolpe (2016) in a study of different degradation levels of a *N. obliqua* forest. A contrast analysis for the interaction indicated that the LF fraction (labile OM) in OP cover was 90 and 67 % lower respect PC and PO covers, respectively. Likewise, the macroaggregates (labile OM) in OP cover was 55 % lower than the PC and PO covers. This can be due to a higher contribution of leaf litter and fine roots at soil in the covers with more trees covers. Gosling, Parsons, and Bending (2013), using data from more than 150 experiments reported in the literature, mention that the LF is strongly influenced by factors related to the recent history of adding OM to the soil. LF is a thick and unstable OM, so that its content in the soil tends to be affected by rapid changes that is, influenced by the historical management of soil and forest (Dube et al., 2009; Huygens et al., 2005). The historical processes of logging and cattle grazing with possible greater frequency or intensity in OP cover, could cause less accumulation of OM in the soil, and lost in the physical protection, contributing to the loss of SOM labile (Chen et al., 2017).





A: Means and interaction for Dry weight of soil fractions, B: Means and interaction for Organic C content in each tree cover, C: Means and interaction for Organic C content in each soil depth, D: Means and interaction for N content. OP: Open, PC: Partly-closed, PO: partly-open tree covers.

Figure 2.4 Dry weight of soil fractions, and Organic C and N content in the different soil fractions for each tree cover and soil depth.

Our results indicated a LF quantity between 10 and 60 g LF·kg⁻¹ dry soil (Figure 2.4 A), these values concur with results reported by Huygens et al. (2005) for a secondary *N. obliqua* forest. Gosling et al. (2013) mention the importance that amount and composition of LF organic matter could play an important role in N dynamics and C, and retention in the soil. Lower LF values in the OP cover probably contributed to lower values in SOC, MBC, N-min and N-NO₃ in this tree cover.

The Cover × Fraction interaction for Organic C and N content in the soil fraction indicated that these contents were sensitive to the cover level (soil use) and the frequency or intensity of logging and grazing practices (Figure 2.4 B and D). The interaction Depth × Fraction indicated that Organic C content is sensitive to soil depth, or pedogenic or environmental characteristics between soil depths (Figure 2.4 C) (Chen et al., 2017; Zagal, Córdova, Sohi, & Powlson, 2013).

For the three tree covers, LF fraction presented the higher values of C and N content, followed by the mesoaggregates, microaggregates and finally the macroaggregates (Figure 2.4 B and 2.4 D). This happens because LF is formed by undecomposed OM of plant origin, and in the stable fractions the OM is incorporated to the soil (Zagal et al., 2013).

The Organic C contents in the different fractions are similar to those reported by Huygens et al. (2005) for a secondary *N. obliqua* forest, by Dube et al. (2009) for a *N. pumilio* forest, and Dube and Stolpe (2016) for *N. obliqua* forest.

2.4 CONCLUSIONS

Soil quality and microbial activity were affected by the alteration of the tree cover in *Nothofagus obliqua* forests, as well by the anthropic action of selective logging and extensive cattle browsing and grazing with the site natural vegetation. The soil quality indicators evaluated at 0 - 5 and 5 - 20 cm soil depths were higher in the Partly-closed cover and lower in the Open cover.

The alteration of tree covers showed an important variation in the different analyzed soil quality indices, particularly in nitrogen dynamics and light fraction. Differences in quality and quantity of the substrate (soil organic matter input, leaf litter accumulation), and distribution of carbon supply to the ecosystem, likely a result of differences in logging and grazing frequency or intensity, can explain this behavior.

The light fraction was the most important measured sink for nitrogen and carbon in the soil aggregates. The amount and composition of the light fraction organic matter could play an important role in nitrogen and carbon dynamics, and retention in the soil.

The significant interactions Cover \times Depth for Soil microbial respiration, Microbial biomass C, Potential net N mineralization, and nitrification, and Cover \times Fraction for Dry weight of soil fractions, Organic carbon and Nitrogen content in the different soil fractions, indicated

that these parameters were sensitive to the tree cover level (soil use), frequency or intensity of logging and grazing, and the pedogenic or environmental differences between soil depths.

2.5 ACKNOWLEDGEMENTS

We wish to acknowledge the Universidad de Costa Rica, and CONICIT Costa Rica for the scholarships for doctoral studies. This study was partially funded by the Native Forest Research Fund of the National Forestry Corporation, Chile (FIBN-CONAF Project N° 001-2014).

2.6 REFERENCES

- Alef, K. (1995). Nitrogen mineralization in soils. In K. Alef & P. Nannipieri (Eds.), *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry* (pp. 234-245). London: Academic Press.
- Altamirano, A., & Lara, A. (2010). Deforestación en ecosistemas templados de la precordillera andina del centro-sur de Chile. *Bosque*, 31, 53-64.
- Alvear, M., Urra, C., Huaiquilao, R., Astorga, M., & Reyes, F. (2007). Actividades biológicas y estabilidad de agregados en un suelo del bosque templado chileno bajo dos etapas sucesionales y cambios estacionales. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 7(3), 38-50.
- Anderson, J. P., & Domsch, K. H. (1978). A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 10(3), 215-221.
- Annighöfer, P., Beckschäfer, P., Vor, T., & Ammer, C. (2015). Regeneration patterns of European oak species (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Quercus robur* L.) in dependence of environment and neighborhood. *PloS one*, 10(8), e0134935.
- Bahamonde, H., Peri, P., Alvarez, R., Barneix, A., Moretto, A., & Martínez Pastur, G. (2013). Silvopastoral use of *Nothofagus antarctica* in Southern Patagonian forests, influence over net nitrogen soil mineralization. *Agroforestry Systems*, 87(2), 259-271.

- Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., & García, C. (2008). Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma*, 147(3–4), 159-171.
- Bergh, G., & Promis, A. (2011). Conservación de los bosques nativos de Chile—Un análisis al informe FAO sobre la evaluación de los recursos forestales nacionales. *Revista Bosque Nativo*, 48, 9-11.
- Bown, H. E., Fuentes, J. P., Perez-Quezada, J. F., & Franck, N. (2014). Soil respiration across a disturbance gradient in sclerophyllous ecosystems in Central Chile. *Ciencia e investigación agraria: revista latinoamericana de ciencias de la agricultura*, 41(1), 89-106.
- CIREN. (1999). *Estudio Agrológico VIII Región de Chile. Descripciones de suelos: Materiales y símbolos*. Santiago, Chile: Centro de Información en Recursos Naturales.
- Chen, Z., Geng, S., Zhang, J., Setälä, H., Gu, Y., Wang, F., . . . Han, S. (2017). Addition of nitrogen enhances stability of soil organic matter in a temperate forest. *European Journal of Soil Science*, 68(2), 189-199.
- Donoso, C., Grez, R., Escobar, B., & Real, P. (1984). Estructura y dinámica de bosques del Tipo Forestal Siempreverde en un sector de Chiloé insular. *Bosque*, 5(2), 82-104.
- Dube, F., Sotomayor, A., Loewe, V., Müller-Using, B., Stolpe, N., Zagal, E., & Doussoulin, M. (2016). Silvopastoral systems in temperate zones of Chile. In P. L. Peri, F. Dube & A. Varella (Eds.), *Advances in Agroforestry-Silvopastoral Systems in Southern South America* (Vol. 11, pp. 183-230). Switzerland: Springer International Publishing.
- Dube, F., & Stolpe, N. (2016). SOM and Biomass C Stocks in Degraded and Undisturbed Andean and Coastal Nothofagus Forests of Southwestern South America. *Forests*, 7(12), 320-340.
- Dube, F., Zagal, E., Stolpe, N., & Espinosa, M. (2009). The influence of land-use change on the organic carbon distribution and microbial respiration in a volcanic soil of the Chilean Patagonia. *Forest Ecology and Management*, 257(8), 1695-1704.
- Feller, C., Burtin, G., Gerard, B., & Balesdent, J. (1991). Utilisation des résines sodiques et des ultrasons dans le fractionnement granulométrique de la matière organique des sols. Intérêt et limites. *Science du sol*, 29(2), 77-94.

- Ferreras, L., Toresani, S., Bonel, B., Fernández, E., Bacigaluppo, S., Faggioli, V., & Beltrán, C. (2009). Parámetros químicos y biológicos como indicadores de calidad del suelo en diferentes manejos. *Ciencia del suelo*, 27, 103-114.
- Garrido, E., & Matus, F. (2012). Are organo-mineral complexes and allophane content determinant factors for the carbon level in Chilean volcanic soils? *CATENA*, 92(Supplement C), 106-112. doi: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.12.003>
- Gosling, P., Parsons, N., & Bending, G. D. (2013). What are the primary factors controlling the light fraction and particulate soil organic matter content of agricultural soils? *Biology and Fertility of Soils*, 49(8), 1001-1014.
- Huygens, D., Boeckx, P., Van Cleemput, O., Oyarzún, C., & Godoy, R. (2005). Aggregate and soil organic carbon dynamics in South Chilean Andisols. *Biogeosciences*, 2(2), 159-174.
- Lara, A., Little, C., Urrutia, R., McPhee, J., Álvarez-Garretón, C., Oyarzún, C., . . . Arismendi, I. (2009). Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management*, 258(4), 415-424. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.004>
- Lillo, A., Ramírez, H., Reyes, F., Ojeda, N., & Alvear, M. (2011). Actividad biológica del suelo de bosque templado en un transecto altitudinal, Parque Nacional Conguillío (38° S), Chile. *Bosque (Valdivia)*, 32(1), 46-56.
- Linn, D., & Doran, J. (1984). Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Science Society of America Journal*, 48(6), 1267-1272.
- Paul, E. (2016). The nature and dynamics of soil organic matter: Plant inputs, microbial transformations, and organic matter stabilization. *Soil Biology and Biochemistry*, 98(Supplement C), 109-126. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.001>
- Pérez, C., Carmona, M., Aravena, J., Fariña, J., & Armesto, J. (2009). Land cover change from primary to secondary lowland forests: effects on tree species composition and C/N ratio of litter and soil. In C. Oyarzun, N. Verhoest, P. Boeckx & R. Godoy (Eds.), *Ecological advances on Chilean temperate rainforest* (pp. 5): Academic Press.

- Potthast, K., Meyer, S., Crecelius, A. C., Schubert, U. S., Tischer, A., & Michalzik, B. (2017). Land-use and fire drive temporal patterns of soil solution chemistry and nutrient fluxes. *Science of The Total Environment*, 605, 514-526.
- Rivas, Y., Oyarzún, C., Godoy, R., & Valenzuela, E. (2009). Mineralización del nitrógeno, carbono y actividad enzimática del suelo en un bosque de *Nothofagus obliqua* (Mirb) Oerst y una plantación de *Pinus radiata* D. Don. del centro-sur de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 82, 119-134.
- Sadzawka, A., Carrasco, M., Grez, R., Mora, M., & Flores, H. (2006). *Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Revisión 2006*. Santiago, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias.
- Stolpe, N., & Undurraga, P. (2016). Long term climatic trends in Chile and effects on soil moisture and temperature regimes. *Chilean journal of agricultural research*, 76(4), 487-496.
- Tian, D., Jiang, L., Ma, S., Fang, W., Schmid, B., Xu, L., . . . Jing, X. (2017). Effects of nitrogen deposition on soil microbial communities in temperate and subtropical forests in China. *Science of The Total Environment*, 607, 1367-1375.
- Trap, J., Bureau, F., Vincelas-Akpa, M., Chevalier, R., & Aubert, M. (2009). Changes in soil N mineralization and nitrification pathways along a mixed forest chronosequence. *Forest Ecology and Management*, 258(7), 1284-1292.
- Wang, J.-J., Pisani, O., Lin, L. H., Lun, O. O. Y., Bowden, R. D., Lajtha, K., . . . Simpson, M. J. (2017). Long-term litter manipulation alters soil organic matter turnover in a temperate deciduous forest. *Science of The Total Environment*, 607(Supplement C), 865-875. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.063>
- Wright, A. F., & Bailey, J. S. (2001). Organic carbon, total carbon, and total nitrogen determinations in soils of variable calcium carbonate contents using a Leco CN-2000 dry combustion analyzer. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32(19-20), 3243-3258.
- Zagal, E., Córdova, C., Sohi, S., & Powlson, D. (2013). Free and intra-aggregate organic matter as indicators of soil quality change in volcanic soils under contrasting crop rotations. *Soil Use and Management*, 29(4), 531-539.

Zagal, E., Muñoz, C., Quiroz, M., & Córdova, C. (2009). Sensitivity of early indicators for evaluating quality changes in soil organic matter. *Geoderma*, 151(3–4), 191-198.



CAPÍTULO 3

The influence of two types of plant communities of *Nothofagus* forest with anthropic disturbance in the soil quality of an Andisol

Marianela Alfaro, Francis Dube, Erick Zagal, Leandro Paulino, Edwin Esquivel

Artículo en preparación

ABSTRACT

The increasing demand for timber and non-timber products from native forests in Chile and the cattle grazing has augmented the rate of degradation of these ecosystems. This process results in the need to know which are the dynamic variables involved in its regulation. Soil quality indicators like soil organic carbon (SOC), soil microbial respiration (SMR), microbial biomass carbon (MBC), potential net N mineralization (N-min), and nitrification (N-NO₃), soil aggregates, and light fraction (LF), were evaluated in two different depths of the soil in a *Nothofagus obliqua* forest and a mixed *N. dombeyi*- *N. obliqua* forest. The SOC, SMR, MBC, N-min and N-NO₃ were significantly higher in the *N. obliqua* forest than the mixed forest, 8, 17, 17, 30 and 54 %, respectively ($P < 0.05$). The dry weight in soil fractions did not present differences between forest types. C and N contents in the LF (labile OM) were higher in the deciduous forest, 9 % and 20 %, respectively ($P < 0.05$). Our results suggest that soil quality was favored by the quality of organic matter in the site dominated by deciduous species, which translates into more favorable conditions for the activity of microorganisms, nitrogen dynamic, and C y N content in the light fraction. This kind of information allows to obtain knowledge of the forest areas and their sustainability, mainly for the planning of silvopastoral practices.

Key words: Volcanic soil, *Nothofagus obliqua*, *Nothofagus dombeyi*, temperate forest.

3.1 INTRODUCTION

The soils of south-central Chile have been created by a high volcanic activity, integrating in their formation a large amount of eruptive material, especially volcanic ash (Aguilera, Borie, Peirano, & Galindo, 1997). This area of the Chilean Andes is characterized by temperate forests dominated by several species of the genus *Nothofagus* (INFOR, 2016). These forests have undergone major changes in their distribution area due to human action, which has mainly affected soil properties, such as reduced fertility and acidification (Altamirano & Lara, 2010).

The remaining forests in this area correspond to a secondary succession, as they originate in partially disturbed areas, due to logging and grazing, sediment trapping and forest fires (Bergh & Promis, 2011). Therefore, to know the dynamics of soil quality, this type of ecosystem, with different plant communities, would allow to obtain knowledge in the forest areas that still remain (Lara et al., 2009). Soil quality evaluation is very useful for determining the sustainability of soil use and management systems. The concept of soil quality is based on its multi-functionality. It is defined as the ability to function as part of an ecosystem (natural or anthropogenic) and maintain plant and animal productivity (Bastida, Zsolnay, Hernández, & García, 2008; Zagal, Muñoz, Quiroz, & Córdova, 2009).

Soil organic matter (SOM) is a key soil quality attribute because it has far-reaching effects on physical, chemical, and biological properties; however, high SOM levels and the natural variability of soil make it difficult to measure the effect of short-term changes in soil use (Karlen, Ditzler, & Andrews, 2003; Zagal et al., 2009). Decker and Boerner (2003) demonstrated that soil nitrogen transformation rates, pH, and plant available phosphorus supplies do differ among stands occupied by different *Nothofagus* species, and have also shown that organic matter quality varies more among these forest stands than does organic matter quantity.

The labile SOM fractions are incompletely transformed animal, plant, and microorganism residues, and the primary source of humus. These fractions tend to be more sensitive to changes in soil management practices or environmental conditions than total SOM; they are therefore well established as early indicators of soil quality and use change or contamination

(Haynes, 2005). These indicators include the microbial biomass C, microbial respiration rate, nitrogen dynamics, particulate organic matter (POM), light fraction (LF), and soil carbon (C) and nitrogen (N) content in the fractions (Bastida et al., 2008; Ferreras et al., 2009; Zagal et al., 2009). The microbial activity of the soil constitutes a measure of ecological importance, on one hand it represents the level of the biological activity of the labile component of the OM of the soil and on the other one it integrates the factors of the environment and its influence on the biogeochemical cycles (Zagal et al., 2009).

Microorganisms play a fundamental role in the sustainability of different ecosystems, developing essential functions such as nutrient cycling for plant growth, soil humus formation, improvement of soil physical properties and maintenance of soil biodiversity ecosystems (Bastida et al., 2008; Ferreras et al., 2009).

SOM can be fractionated according to its lability, the relative ease with which it is decomposed by soil microorganisms, releasing N and other elements that can be used for plant growth (Haynes, 2005). The fraction with higher lability is used as an indicator of sustainable management because its soil content changes in the short term (several months to years) depending on the vegetation, management, and addition of vegetal residues and their decomposition in the soil (Dube & Stolpe, 2016). This fraction has been designated as macroaggregates ($> 212 \mu\text{m}$ in diameter) (Christensen, 2001). The intermediate fraction has less lability and is associated with the mesoaggregates ($212 - 53 \mu\text{m}$ in diameter) and the heavy fraction is more stable and associated with the microaggregates ($< 53 \mu\text{m}$ in diameter) (Dube, Zagal, Stolpe, & Espinosa, 2009). The light fraction is considered as plant and animal residues to be decomposed more rapidly, not firmly associated with soil minerals; it contributes up to 30 % of total SOM, and is an important pool of C availability during decomposition (Haynes, 2005).

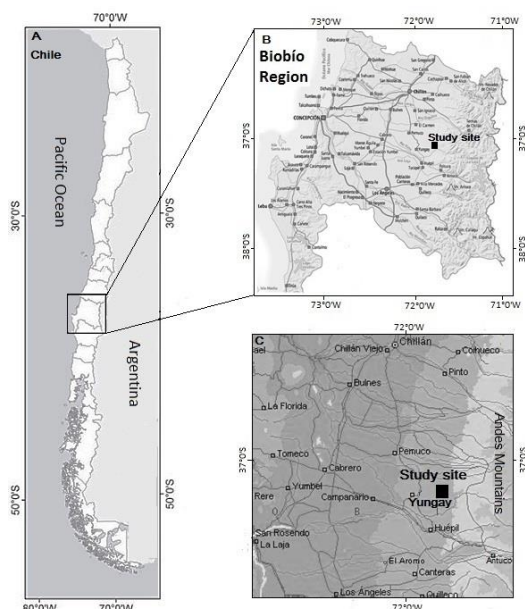
Although abiotic conditions have traditionally been interpreted as the regulators of vegetation composition, biotic interactions, particularly in the soil, they are also reported as one of the major factors in the composition of plant communities (Perez, Carmona, Farina, & Armesto, 2009). In Chile, there are few biological and biochemical studies of soil in forested

communities in the south central Andean zone. This is an important weakness because it is a sensitive indicator of changes in land use, considering the new challenges of sustainable management of renewable resources in this area (Lara et al., 2009; Perez et al., 2009; Rivas, Oyarzún, Godoy, & Valenzuela, 2009). A better understanding of different soil quality indicators of natural ecosystem allows an integrated assessment of the ecosystem. This is due to the crucial role of several biological and biochemical activities in the soil, their ease of measurement and their rapid response to changes in land use and management (Perez et al., 2009; Zagal et al., 2009). It is postulated that the plant communities-soil interactions will determine the quality of the soil and the activity of its microbial processes, in forest with anthropic disturbance. The objective of this study was to evaluate soil quality in two plant communities (deciduous and mixed perennial-deciduous) of a disturbed temperate forest in south central Chile.

3.2 MATERIALS AND METHODS

3.2.1 Site Descriptions and characterization

The study site is located at the “Ranchillo Alto” state-owned property, commune of Yungay , Biobío Region, Chile, (37° 04' S and 71° 39' W) (Figure 3.1), which covers approximately 653 ha. The prominent climate is warm temperate Mediterranean with a short dry season (< 4 months), with an average annual rainfall of 3000 mm, and mean annual temperature of 13.5 °C (Rivas et al., 2007). The site is located on volcanic soil (Andisol) (CIREN, 1999).



Map of Chile (A); Biobío Region (B); location of Ranchillo Alto (black square) (NationsOnlineProject, 2016).

Figure 3.1. Study site “Ranchillo Alto” state property.

The Ranchillo Alto property includes a large area of native forest, which has been under heavy pressure from long-term and ongoing land uses that include cattle grazing, and tree cutting for firewood, charcoal and timber. These processes strongly threaten overall biodiversity, soil quality and the very existence of the forest itself (Dube et al., 2016). Livestock raising is a common activity throughout the property, except for the areas with higher elevations and peaks. The land that normally provides most of the animal forage is highly valued by the community since the majority of surrounding properties generally do not have the capacity to produce sufficient forage for livestock consumption throughout the year. Intensive and illegal logging could be found throughout the site, and a large proportion of the forest has already been altered and subsequently degraded. Obvious signs of degradation can easily be seen in the plant communities of *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst.), and mixed forest of *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst.) - *Nothofagus obliqua*, where continuous, non-systemic grazing was used (Dube et al., 2016).

3.2.2 Experimental design and sampling

The tree cover level was evaluated in January 2015, using a Solariscope (SOL300, Behling, Berlín, Germany) (Annighöfer et al., 2015), that was placed at 1.5 m height above the ground.

Evaluations were done every 20 m in two parallel transects (1000 m length, 50 m spacing) with east-west orientation at each level of forest alteration (Dube and Stolpe, 2016). The level of tree cover determined was Partly Closed, Table 3.1. For soil sampling, we established a randomized complete design with three replicates (plots) randomly distributed in each tree cover level. All plots had a size of 50 x 50 m (following the recommendations of Donoso, Grez, Escobar, and Real (1984), a slope ranging from 10 to 15 %, a uniform aspect, and were located at similar altitude, Table 3.1.

Soil sampling was done in November 2015. In each plot, soil sample were taken, composed of 8 random sub samples at depths of 0 - 5 and 5 - 20 cm, following the recommendations of Dube et al. (2009). The samples were placed in polyethylene bags, were taken to the laboratory and were frozen at -7 °C, then were unfrozen, air-dried and sieved using stainless steel sieve having 2 mm apertures, and stored at 4 °C for the analyzes described below.

Table 3.1 Treatment descriptions and baseline information about the study site that was established in the Ranchillo Alto state-owned property.

| Treatment | Plot size (m) | Tree cover condition | Tree cover description | Altitude | Species | Stocking density (stems ha ⁻¹) | Mean DBH (cm) | Basal Area (m ² ha ⁻¹) | Mean HT (m) |
|-----------|---------------|----------------------|--|----------|--|--|---------------|---|-------------|
| T1 | 50x50 | Partly closed (PC) | Ground with 45-55% of external light (average of area) | 1300 m | <i>N. dombeyi</i> <i>N. obliqua</i> <i>Festuca sp.</i> <i>Gaultheria phillyreifolia</i> <i>Rosa rubiginosa</i> | 168* | 66.5 64.3 | <i>N. dombeyi</i> , <i>N. obliqua</i> | 57.4* 25 |
| T2 | 50x50 | Partly closed (PC) | Ground with 45-55% of external light (average of area) | 1250 m | <i>N. obliqua</i> <i>Festuca sp.</i> <i>Gaultheria phillyreifolia</i> <i>Rosa rubiginosa</i> | 258 | 32 | 20.7 | 20.0 |

* Values added between those of Coihue (*N. dombeyi*) and Roble (*N. obliqua*). DBH: diameter at breast height, HT: total height.

3.2.3 C and N contents and soil pH

The C and N contents were measured by dry combustion (Wright & Bailey, 2001). Soil pH was measured using a 1:2.5 mixture of soil and water (Sadzawka, Carrasco, Grez, Mora, & Flores, 2006).

3.2.4 Soil microbial respiration (SMR) and microbial biomass C (MBC)

SMR and MBC were performed following the SIR method (substrate-induced respiration) described by Anderson and Domsch (1978). Three subsamples of 10 g dry soil for each soil sample were incubated to 22 °C for 24 hours, then placed in a gas-tight container suitable for CO₂ headspace analysis. A concentration series of glucose amendments in liquid form (Horwath & Paul, 1994) to bring slightly dried soil to 60 % WPFS (water filled pore space) (Linn & Doran, 1984) were added. The CO₂ content was analyzed using a CO₂ analyzer (LI-COR LI-820, Lincoln, USA). The minimum concentration of glucose giving maximal respiratory response was added to replicate subsamples of soil. In our case we used 5 and 10 μMole·g⁻¹ dry soil for 0 - 5 cm and 5 - 20 cm depths, respectively. MBC was calculated using the Equation [1] (Anderson & Domsch, 1978):

$$x = 40.4y + 0.37 \quad [1]$$

where x = total microbial biomass C (μg C·g⁻¹ dry soil); y = maximum initial rate of CO₂ respiration (ml CO₂·g⁻¹ dry soil).

3.2.5 Potential net N mineralization (N-min) and nitrification (N-NO₃)

Three subsamples of 5 g dry soil were used as control, and three additional subsamples were incubated at 22 °C for 10 days at 60 % WPFS (Linn and Doran, 1984), then put in a 150 ml plastic flask with 25 ml of K₂SO₄ (0.5 M) solution, were shake for 1 h at 180 rev·min⁻¹. The extract was decanted, filtered, and was analyzed by colorimetry using a UV-visible spectrophotometer (AA3, BRAN+LUEBBE, Norderstedt, Germany). Nessler reagent and sulfosalicylic reagent was used to determine the N-mineral as ammonium and nitrate (Alef, 1995). Potential net N mineralization and nitrification were calculated using the Equations [2] and [3] (Trap, et al., 2009):

$$\text{Potential net N mineralization} = [(N - NH_4^+ + N - NO_3^-)_f - (N - NH_4^+ + N - NO_3^-)_i] / T_d \quad [2]$$

$$\text{Potential net nitrification} = [(N - NO_3^-)_f - (N - NO_3^-)_i] / T_d \quad [3]$$

where the subscripts i and f indicate concentrations measured before and after aerobic incubation, respectively and T_d indicates incubation time in days. Potential net N mineralization and nitrification were expressed as $\mu\text{g N}\cdot\text{g}^{-1}$ dry soil $\cdot\text{day}^{-1}$ ($\mu\text{g N}\cdot\text{g}^{-1}$ dry soil $\cdot\text{d}^{-1}$).

3.2.6 Physical fractionation of soil organic matter

The SOM fractionation analysis was performed following the method described by Feller, et al. (1991). The light, intermediate, and heavy fractions of SOM were separated as follows: 50 g of soil was mechanically dispersed in a plastic bottle (250 ml) containing 10 glass beads (6 mm diameter) and 180 ml of distilled water, and shaken at 50 cycles $\cdot\text{min}^{-1}$ for 16 h using an overhead shaker (Hie-MIX Reax 2, Heidolph, Germany). The disrupted soil aggregates were then wet sieved using stainless steel sieves having 212 and 53 μm apertures. The light fraction of organic matter and sand (that were retained on the 212 μm sieve) were separated by flotation and sedimentation in distilled water. Soil samples were sieved according to separate the following fractions: macroaggregates (>212 μm), mesoaggregates (212–53 μm), and microaggregates (<53 μm) (Dube, et al., 2009). The fractions were dried at 50 °C for 48 h and weighed. The C and N contents of the light, intermediate, and heavy fractions were then measured by dry combustion (Wright and Bailey, 2001).

3.2.7 Statistical analyses

Two-way ANOVA was used to evaluate the effects of plant community ($n = 2$) and soil depth ($n = 2$) on the dependent variables SOC, N, C/N, pH, SMR, MBC, N-min, N-NO₃ ($P < 0.05$). Three-way ANOVA was used to evaluate the effects of plant community ($n = 2$), soil depth ($n = 2$), and soil fraction ($n = 4$) on the dependent variables dry weight, organic C and N content in the soil fractions. Normality (Kolmogorov-Smirnov test) and homoscedasticity of variance (Levene's test) were evaluated prior to analysis. Logarithmic transformations were performed when these assumptions were not met. Tukey's HSD multiple comparison test was used for the comparison of means with a significance level of 95 %. Statistical analysis was

performed with the program R Project for Statistical Computing (version 3.2.5, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria).

3.3 RESULT

The forest type and soil depth had significant effect on the SOC, N, pH, SMR, MBC, N-min, and N-NO₃ variables, Table 3.2. The analysis showed no significant interaction for Forest type × soil depth ($P > 0.05$), for all of the previous parameters.

Table 3.2 P value for forest type and soil depth, and their interaction, for the chemical, biochemical and biological parameters. Measurements were taken in Ranchillo Alto state property, Chile, in november 2015.

| Source of variation | P value | | | | | | | |
|---------------------|--------------------|---------------|------|--------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| | SOC | N | C/N | pH | SMR | MBC | N-min | N-NO ₃ |
| Forest type | 0.0005 | 0.02 | 0.28 | 0.002 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | < 0.0001 |
| Soil depth | < 0.0001 | 0.0002 | 0.22 | 0.003 | < 0.0001 | < 0.0001 | < 0.0001 | < 0.0001 |
| Type × depth | 0.96 | 0.86 | 0.50 | 0.07 | 0.13 | 0.12 | 0.13 | 0.08 |

Bold values are significant. SOC: soil organic C, N: nitrogen, SMR: Soil microbial respiration, MBC: Microbial biomass C, N-min: Potential net N mineralization and N-NO₃: Potential net of nitrification.

Table 3.3 presents the averages for the general chemical parameters. The SOC was 10 % significantly higher in the *N. obliqua* forest than the mixed *N. dombeyi*- *N. obliqua* forest, at 0 - 5 cm soil depth. Nitrogen did not present differences between forest types in both soil depths. SOC and N were significantly higher at 0 - 5 cm soil depth. The pH in both systems was moderately acidic, characteristic in soil with higher SOC, and were lower at the 0 - 5 cm than 5 - 20 cm soil depth, soil layers with higher OM tend to be more acidic (Potthast et al., 2017).

Table 3.3 Means (\pm standard error) for Carbon, nitrogen, and pH for *N. obliqua* and mixed forest. Measurements were taken in Ranchillo Alto state property, Chile, in november 2015.

| Variable | Treatment | Soil Depth | |
|--------------------------|-------------------|---------------------|---------------------|
| | | 0 - 5 cm | 5 - 20 cm |
| SOC (%) | <i>N. obliqua</i> | 9.21 \pm 0.13 a A | 6.94 \pm 0.13 a B |
| | <i>Mixed</i> | 8.32 \pm 0.13 b A | 6.44 \pm 0.13 a B |
| N (%) | <i>N. obliqua</i> | 0.48 \pm 0.02 a A | 0.35 \pm 0.02 a B |
| | <i>Mixed</i> | 0.43 \pm 0.02 a A | 0.30 \pm 0.02 a B |
| pH (H ₂ O) | <i>N. obliqua</i> | 6.03 \pm 0.08 a A | 6.52 \pm 0.08 a B |
| | <i>Mixed</i> | 6.24 \pm 0.08 a A | 6.65 \pm 0.08 a B |

SOC: soil organic carbon, N: nitrogen. Values with the same lower case letter within a column are not significantly different according Tukey's test ($P < 0.05$). Values with the same higher case letter within the 0 - 5 and 5 - 20 cm soil depths and a same treatment are not significantly different according to Student's t test ($P < 0.05$).

SMR, MBC, N-min, and N-NO₃, at 0 - 5 cm soil depth, only were significantly higher in the *N. obliqua* forest than in the mixed forest (Table 3.4). SMR and MBC were 18 % higher in the *N. obliqua* forest, N-min was 40 % higher, and N-NO₃ was 20 % higher. The 0 - 5 cm soil depth presented the highest values of all parameters.

Table 3.4 Means (\pm standard error) for Soil microbial respiration, Microbial biomass C, Potential net N mineralization and nitrification. Measurements were taken in Ranchillo Alto, Chile, in november 2015.

| Variable | Treatment | Depth | |
|--|-------------------|-------------------------|-------------------------|
| | | 0 - 5 cm | 5 - 20 cm |
| SMR ($\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{g}^{-1}$ dry soil) | <i>N. obliqua</i> | 81.45 \pm 2.21 a A | 47.81 \pm 2.21 a B |
| | <i>Mixed</i> | 66.58 \pm 2.21 b A | 40.40 \pm 2.21 a B |
| MBC ($\mu\text{g C} \cdot \text{g}^{-1}$ dry soil) | <i>N. obliqua</i> | 1774.15 \pm 47.95 a A | 1042.98 \pm 47.95 a B |
| | <i>Mixed</i> | 1450.95 \pm 47.95 b A | 881.76 \pm 47.95 a B |
| N-min ($\mu\text{g N} \cdot \text{g}^{-1}$ dry soil $\cdot \text{d}^{-1}$) | <i>N. obliqua</i> | 1.67 \pm 0.10 a A | 0.48 \pm 0.10 a B |
| | <i>Mixed</i> | 1.01 \pm 0.10 b A | 0.20 \pm 0.10 a B |
| N-NO ₃ ($\mu\text{g N-NO}_3 \cdot \text{g}^{-1}$ dry soil $\cdot \text{d}^{-1}$) | <i>N. obliqua</i> | 0.46 \pm 0.06 a A | 0.27 \pm 0.06 a B |
| | <i>Mixed</i> | 0.37 \pm 0.06 a A | 0.16 \pm 0.06 a B |

SMR: soil microbial respiration, MBC: microbial biomass C, N-min: Potential net N mineralization, N-NO₃ Potential net nitrification.

The soil fraction had a significant effect on the dry weight of the soil fractions, forest type and soil depth did not have significant effect on the same variable, were also observed significant interaction between Forest type \times fraction, and Soil depth \times fraction (Table 3.5). Otherwise,

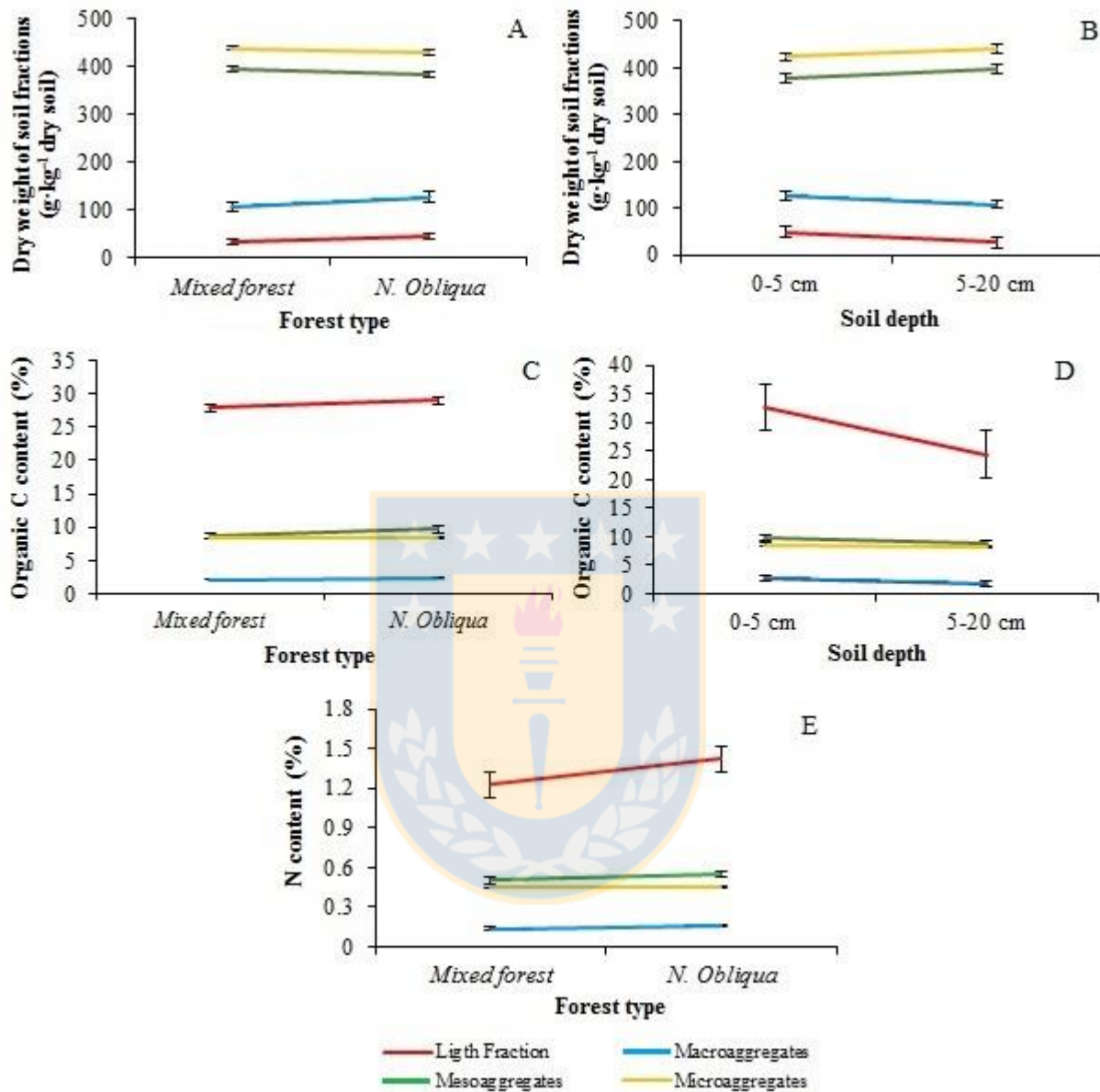
the Forest type, soil depth and soil fraction had a significant effect on the organic C and N content in the soil fractions. Organic C content presented significant interaction between Forest type \times fraction, and Soil depth \times fraction. N content presented significant interaction between Forest type \times fraction only ($P < 0.05$).

Table 3.5 P value for the forest type, soil depth and soil fraction factors, and their interactions, for the variables dry weight of the soil fractions, and organic C and N contents in the soil fractions. Measurements were taken in Ranchillo Alto state property, Chile, in november 2015.

| Source of variation | P value | | |
|--|-----------------|-------------------------|-----------------|
| | Dry weight | Organic C content (SOC) | N content |
| Forest type | 0.35 | < 0.0001 | < 0.0001 |
| Soil depth | 0.84 | < 0.0001 | < 0.0001 |
| Soil fraction | < 0.0001 | < 0.0001 | < 0.0001 |
| Forest type \times depth | 0.98 | 0.19 | 0.86 |
| Forest type \times fraction | 0.002 | 0.008 | < 0.0001 |
| Depth \times fraction | < 0.0001 | < 0.0001 | 0.80 |
| Forest type \times depth \times fraction | 0.06 | 0.65 | 0.84 |

Bold values are significant.

The forest type and soil depth did not have significant effect on the dry weight of the soil fractions (Figure 3.2 A and 3.2 B). The dry weight of the soil fractions was sensitive to the distribution by fraction, and were dominated by the microaggregates, followed by mesoaggregates, macroaggregates, and finally the LF, Figure 3.2 A.



A and B: Means and interactions for Dry weight of soil fractions, C and D: Means and interactions for Organic C content E: Means and interaction for N content. Measurements were taken in Ranchillo Alto, Chile, in november 2015.

Figure 3.2 Dry weight of soil fractions, and Organic C and N contents in the different soil fractions for each tree cover and soil depth.

The relative dry weight of the LF fraction and macroaggregates (labile OM), according to Forest type × fraction interaction, did not present significant difference between forests types

(*N. obliqua* forest and mixed forest) (Figure 3.2 A). The same trend was observed for the soil depth \times fraction interaction (Figure 3.2 B).

Contrast analysis for the interactions indicated C and N content in LF were significantly higher in the *N. obliqua* forest, 9 % and 20 % respectively (Figure 3.2C and 3.2E). C and N content were significantly higher in the LF fraction, followed by mesoaggregates, microaggregates and finally the macroaggregates, for both soil depths (Figure 3.2 C and 3.2 E). Organic C content was higher at the 0 - 5 cm of soil depth, for both forests types (Figure 3.2 D).

3.4 DISCUSSION

SOC, SMR, MBC, N-min N-NO₃ were sensitive at the forest type, the highest values of these parameters were associated to the *N. obliqua* forest. Zagal et al. (2009) mentions that the higher contents of SOC are associated with greater microbial activity, which would coincide with our results, where SMR and MBC were higher at higher SOC. The accumulation of OM would tend to increase microbial activity, since the product of degradation of the plant material facilitates the entry of C and N into the system, which serves as an energy source, especially for those microorganisms and enzymes related to the cycles of C and N (Alvear, Reyes, Morales, Arriagada, & Reyes, 2007). Likewise, the higher N contents in the soil were related to the higher rates of N-min and N-NO₃.

The type of forests did not show any effect on the C/N ratio. Rivas et al. (2007) however, found that the litter under the *N. obliqua* forest had a better C/N ratio, which favors the rate of decomposition in relation to the evergreen forest, what he attributed to the higher contents lignin of the residues from the evergreen forest, which slow down the decomposition and release of nutrients.

The tendency presented by our data is that higher SOC and N were recorded at the 0-5 cm soil depth SOC is usually closely related to larger OM content accumulated in the upper layer of the soil. Dube et al. (2009), who studied a *Nothofagus pumilio* (Poepp. & Endl.) Krasser forest

in Chilean Patagonia, indicate that superficial OM was less resistant to microbial decomposition than OM in lower soil layers, therefore, the contents of SOC are higher.

Our results indicated higher values of SMR and MBC in the *N. obliqua* forest, indicating a greater microbial activity in this treatment of environment. This may be related to differences between the residues that enter in the soil, from the *N. obliqua* forest and the mixed forest, dominated by the perennial species of *N. dombeyi*. Staelens et al. (2011) in a study of nutrient dynamics in four Valdivian rainforests, mention that evergreen forest the quantitative and qualitative characteristics of the leaf litter and its rate of decomposition, may restrict the activity of the biota and especially the soil microorganisms. Wang et al. (2017) indicate that soil biota is influenced by the quality and quantity of plant material provided to the soil, and climatic characteristics that also affect microbial abundance, the involved species, and its trophic composition. Likewise, Valenzuela, Leiva, and Godoy (2001) mention that leaf litter is the main source of nutrients for vegetation and soil life in forests of the altitudinal limit of the Andes in southern Chile.

The results that we obtained for MBC for both forest type, are very similar to values reported by Alvear, Urrea, Huaiquilao, Astorga, and Reyes (2007) for the spring season in a *N. obliqua* forest with approximately 78 % of tree cover. Our values are higher than those found by Lillo, Ramírez, Reyes, Ojeda, and Alvear (2011) for *N. alpina* (Poepp. & Endl.) Oerst.-*N. dombeyi* tree community in southern Chile. Our results for SMR and MBC are lower than values recorded by Dube et al. (2009) in a secondary *N. pumilio* forest in the Chilean Patagonia. The differences can be attributable to the different quality (chemical and physical leaf composition between deciduous and perennial trees), distribution of available substrates in different ecosystems, and different methods for analysis (Dube et al., 2009; Zagal, Rodríguez, Vidal, & Flores, 2002).

The higher microbial activity in the deciduous forest was associated with higher rates of N-min and N-NO₃. In this sense, Alvear et al. (2007), indicate that the microbial biomass activity facilitates the decomposition and mineralization processes of the OM deposited in the soil surface, when the humidity conditions exist for this, which generates more amount of

substrates and nitrogen compounds. The N-min and N-NO₃ values that we determined (Table 3.4) concurred with the annual ranges reported by Rivas et al. (2009) (-3.47 to 7.98 $\mu\text{g N}\cdot\text{g}^{-1}\text{dry soil}\cdot\text{d}^{-1}$, and -2.6 to 3.75 $\mu\text{g N-NO}_3\cdot\text{g}^{-1}\text{dry soil}\cdot\text{d}^{-1}$), who presented higher rates in summer and autumn at the 0-10 cm depth in a secondary *N. obliqua* forest in south central Chile. Our results also coincided with those found by Perez et al. (2009) for evergreen forest in Chiloé, Chile, with maximum rates of N-min of 6.00 $\mu\text{g N}\cdot\text{g}^{-1}\text{dry soil}\cdot\text{d}^{-1}$ in field and laboratory incubations; they also indicated that N-NO₃ was approximately 50 % of total N-min, our results for deciduous forest indicate that N-NO₃ was 45% of total N-min, and 30 % for mixed forest. Positive N-min rates indicate that N is potentially available for the consumption of plants and soil microorganisms (Pérez, Carmona, Aravena, Fariña, & Armesto, 2009).

The highest N content and N-min rate of the *N. obliqua* forest compared to the mixed forest could be attributed to the difference in litter quality (variable not measured in this study). Decker and Boerner (2003) in a study about the influence of the elevation and vegetation on soil properties in Chilean *Nothofagus* forests, mention that the net N in evergreen leaf litter decreased during decomposition, and increased in the deciduous leaf litter, because the deciduous (angiosperm) litter present relatively low lignin content and C:N ratio, and the evergreen (gymnosperm) litter, with high lignin content and C:N ratio, reduces decomposition. These authors also found that mean lignin:N in litter of *N. obliqua*, and *N. dombeyi* was 21.7 (SE = 3.6), and 27.5 (SE = 3.6), respectively. Although these litter lignin:N ratios do not significantly differ, they do illustrate a similar pattern to the nitrification rates reported. Hevia, Decker, and Boerner (1999) found foliar N to be lowest in *N. dombeyi* leaves, and highest in *N. obliqua* leaves. These same authors found that the reabsorption of nitrogen from the leaves by the soil did not differ between these species, so the differences in the concentrations of N in the soil were transferred to the litter. Finally, Decker and Boerner (2003) mention that the long term effect of deposition and decomposition of deciduous versus evergreen litters may further affect both the chemical and biological characteristics of the soils under those trees in such a manner as to produce an environment under evergreens that is less conducive to decay and nutrient mineralization than that under deciduous species.

Our result indicated that the dry weight in the soil fractions was sensitive to the distribution by fraction, and were dominated by the microaggregates, followed by mesoaggregates, macroaggregates, and finally the LF, this is consistent with the results presented by Dube and Stolpe (2016) in a study of different degradation levels in *N. obliqua* forest in the Andean and Coastal zones of south central Chile, and Dube et al. (2009) for a secondary *N. pumilio* forest in Patagonia.

The dry weight in all soil fractions did not present differences between forest types, however the higher C and N contents in the LF (labile OM) present in the deciduous forest, leads us to think that the quality of the organic matter of the residues that enter the systems possibly varies much more than the residues amount, this is consistent with the results presented by Decker and Boerner (2003). Zagal et al. (2009) mention the importance of the LF as substrate for soil microbes and as a source of soil nutrients, the higher C and N contents in the LF in the deciduous forest probably favored the higher amount of SOC, microbial activity, N-min and N-NO₃.

The C contents in the different fractions are similar to those reported by Huygens, Boeckx, Van Cleemput, Oyarzún, and Godoy (2005) for a secondary *N. obliqua* forest in southern Chile; to those reported by Dube et al. (2009), and Dube and Stolpe (2016). The LF presented the higher C and N contents (Figure 3.2 C and 3.2 E), because the LF is formed by undecomposed OM of plant origin (Haynes, 2005).

3.5 CONCLUSIONS

The quality of the soil was better in the deciduous forest of *N. Obliqua* compared to the mixed forest with *N. dombeyi* as dominant species. The intrinsic characteristics of the residues associated probably with higher rates of decomposition, can stimulate the activity of the biota and especially the soil microorganisms, which would lead to higher values of the different indicators evaluated.

The no difference in the amount of light fraction and macroaggregates (labile OM) between the forests type, but, higher carbon and nitrogen contents in the light fraction presented in the *N. obliqua* forest, leads us to the conclusion that the quality of the organic matter of the residues that enter to the systems possibly varies much more than the residues amount.

The light fraction was the most important measured sink for nitrogen and carbon in the soil aggregates. The amount and composition of this LF organic matter could play an important role in carbon and nitrogen cycling, and retention in the soil.

3.6 ACKNOWLEDGMENTS

We wish to acknowledge the Universidad de Costa Rica, MICIT and CONICIT Costa Rica for the scholarships for doctoral studies in Forest Sciences at the University of Concepción, Chile. This study was partially funded by the Native Forest Research Fund of the National Forestry Corporation, MINAGRI, Chile (FIBN-CONAF Project No. 001-2014).

3.7 REFERENCES

- Aguilera, S., Borie, G., Peirano, P., & Galindo, G. (1997). Organic matter in volcanic soils in Chile: chemical and biochemical characterization. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 281, 899-212.
- Alef, K. (1995). Nitrogen mineralization in soils. In K. Alef & P. Nannipieri (Eds.), *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry* (pp. 234-245). London: Academic Press.
- Altamirano, A., & Lara, A. (2010). Deforestación en ecosistemas templados de la precordillera andina del centro-sur de Chile. *Bosque*, 31, 53-64.
- Alvear, M., Reyes, F., Morales, A., Arriagada, C., & Reyes, M. (2007). Actividad biológica y agregados estables al agua en dos tipos de formaciones vegetales de un bosque templado del Centro-Sur de Chile con perturbación antrópica. *Ecología austral*, 17(1), 113-122.

- Alvear, M., Urra, C., Huaiquilao, R., Astorga, M., & Reyes, F. (2007). Actividades biológicas y estabilidad de agregados en un suelo del bosque templado chileno bajo dos etapas sucesionales y cambios estacionales. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 7(3), 38-50.
- Anderson, J. P., & Domsch, K. H. (1978). A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 10(3), 215-221.
- Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., & García, C. (2008). Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma*, 147(3-4), 159-171.
- Bergh, G., & Promis, A. (2011). Conservación de los bosques nativos de Chile—Un análisis al informe FAO sobre la evaluación de los recursos forestales nacionales. *Revista Bosque Nativo*, 48, 9-11.
- Christensen, B. T. (2001). Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science*, 52(3), 345-353.
- Decker, K., & Boerner, R. (2003). Influencia de la elevación y la vegetación sobre las propiedades del suelo de los bosques chilenos de Nothofagus. *Revista chilena de historia natural*, 76(3), 371-381.
- Donoso, C., Grez, R., Escobar, B., & Real, P. (1984). Estructura y dinámica de bosques del Tipo Forestal Siempreverde en un sector de Chiloé insular. *Bosque*, 5(2), 82-104.
- Dube, F., Sotomayor, A., Loewe, V., Müller-Using, B., Stolpe, N., Zagal, E., & Doussoulin, M. (2016). Silvopastoral systems in temperate zones of Chile. In P. L. Peri, F. Dube & A. Varella (Eds.), *Advances in Agroforestry-Silvopastoral Systems in Southern South America* (Vol. 11, pp. 183-230). Switzerland: Springer International Publishing.
- Dube, F., & Stolpe, N. (2016). SOM and Biomass C Stocks in Degraded and Undisturbed Andean and Coastal Nothofagus Forests of Southwestern South America. *Forests*, 7(12), 320-340.

- Dube, F., Zagal, E., Stolpe, N., & Espinosa, M. (2009). The influence of land-use change on the organic carbon distribution and microbial respiration in a volcanic soil of the Chilean Patagonia. *Forest Ecology and Management*, 257(8), 1695-1704.
- Feller, C., Burtin, G., Gerard, B., & Balesdent, J. (1991). Utilisation des résines sodiques et des ultrasons dans le fractionnement granulométrique de la matière organique des sols. Intérêt et limites. *Science du sol*, 29(2), 77-94.
- Ferreras, L., Toresani, S., Bonel, B., Fernández, E., Bacigaluppo, S., Faggioli, V., & Beltrán, C. (2009). Parámetros químicos y biológicos como indicadores de calidad del suelo en diferentes manejos. *Ciencia del suelo*, 27, 103-114.
- Haynes, R. J. (2005). Labile Organic Matter Fractions as Central Components of the Quality of Agricultural Soils: An Overview. *Advances in Agronomy*, 85, 221-268.
- Hevia, F., Decker, K., & Boerner, R. (1999). Foliar nitrogen and phosphorus dynamics of three Chilean Nothofagus (Fagaceae) species in relation to leaf lifespan. *American Journal of Botany*, 86(3), 447-455.
- Horwath, W., & Paul, E. (1994). Microbial biomass. In R. W. Weaver, J. S. Angle, P. J. Bottomley, D. F. Bezdicek, M. S. Smith, M. A. Tabatabai & A. G. Wollum (Eds.), *Methods of Soil Analysis Part 2-Microbiological and Biochemical Properties* (pp. 753-774). Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society of America.
- Huygens, D., Boeckx, P., Van Cleemput, O., Oyarzún, C., & Godoy, R. (2005). Aggregate and soil organic carbon dynamics in South Chilean Andisols. *Biogeosciences*, 2(2), 159-174.
- INFOR. (2016). *Anuario Forestal 2016. Boletín estadístico N°154*. Santiago, Chile: Instituto Forestal.
- Karlen, D., Ditzler, C., & Andrews, S. (2003). Soil quality: why and how? *Geoderma*, 114(3-4), 145-156.
- Lara, A., Little, C., Urrutia, R., McPhee, J., Álvarez-Garretón, C., Oyarzún, C., . . . Arismendi, I. (2009). Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and

- management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management*, 258(4), 415-424. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.004>
- Leiva, J., & Godoy, R. (2001). *Production and decomposition of litterfall in Nothofagus forest in Southern Chile*. Paper presented at the Comparison of ecosystem functioning and biogeochemical cycles in temperate forests in Southern Chile and Flanders. Proceedings of the workshop held at Ghent University, Belgium.
- Lillo, A., Ramírez, H., Reyes, F., Ojeda, N., & Alvear, M. (2011). Actividad biológica del suelo de bosque templado en un transecto altitudinal, Parque Nacional Conguillío (38° S), Chile. *Bosque (Valdivia)*, 32(1), 46-56.
- Linn, D., & Doran, J. (1984). Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Science Society of America Journal*, 48(6), 1267-1272.
- NationsOnlineProject. (2016). One World Nations Online-Countries in the World Satellite Maps. Retrieved 20 december 2016, from <http://www.nationsonline.org/oneworld/map/chile-political-map.htm>
- Pérez, C., Carmona, M., Aravena, J., Fariña, J., & Armesto, J. (2009). Land cover change from primary to secondary lowland forests: effects on tree species composition and C/N ratio of litter and soil. In C. Oyarzun, N. Verhoest, P. Boeckx & R. Godoy (Eds.), *Ecological advances on Chilean temperate rainforest* (pp. 5): Academic Press.
- Perez, C., Carmona, M., Farina, J., & Armesto, J. (2009). Selective logging of lowland evergreen rainforests in Chiloe Island, Chile: Effects of changing tree species composition on soil nitrogen transformations. *Forest Ecology and Management*, 258(7), 1660-1668.
- Potthast, K., Meyer, S., Crecelius, A. C., Schubert, U. S., Tischer, A., & Michalzik, B. (2017). Land-use and fire drive temporal patterns of soil solution chemistry and nutrient fluxes. *Science of The Total Environment*, 605, 514-526.

- Rivas, Y., Godoy, R., Valenzuela, E., Leiva, J., Oyarzún, C., & Alvear, M. (2007). Actividad biológica del suelo en dos bosques de Nothofagus del centro sur de Chile. *Gayana Botánica*, 64, 81-92.
- Rivas, Y., Oyarzún, C., Godoy, R., & Valenzuela, E. (2009). Mineralización del nitrógeno, carbono y actividad enzimática del suelo en un bosque de Nothofagus obliqua (Mirb) Oerst y una plantación de Pinus radiata D. Don. del centro-sur de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 82, 119-134.
- Sadzawka, A., Carrasco, M., Grez, R., Mora, M., & Flores, H. (2006). *Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Revisión 2006*. Santiago, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias.
- Staelens, J., Ameloot, N., Almonacid, L., Padilla, E., Boeckx, P., Huygens, D., . . . Godoy, R. (2011). Litterfall, litter decomposition and nitrogen mineralization in old-growth evergreen and secondary deciduous Nothofagus forests in south-central Chile. *Revista chilena de historia natural*, 84, 125-141.
- Trap, J., Bureau, F., Vincelas-Akpa, M., Chevalier, R., & Aubert, M. (2009). Changes in soil N mineralization and nitrification pathways along a mixed forest chronosequence. *Forest Ecology and Management*, 258(7), 1284-1292.
- Valenzuela, E., Leiva, S., & Godoy, R. (2001). Variación estacional y potencial enzimático de microhongos asociados con la descomposición de hojarasca de Nothofagus pumilio. *Revista chilena de historia natural*, 74, 737-749.
- Wang, J.-J., Pisani, O., Lin, L. H., Lun, O. O. Y., Bowden, R. D., Lajtha, K., . . . Simpson, M. J. (2017). Long-term litter manipulation alters soil organic matter turnover in a temperate deciduous forest. *Science of The Total Environment*, 607(Supplement C), 865-875. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.063>
- Wright, A. F., & Bailey, J. S. (2001). Organic carbon, total carbon, and total nitrogen determinations in soils of variable calcium carbonate contents using a Leco CN-2000 dry combustion analyzer. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32(19-20), 3243-3258.

Zagal, E., Muñoz, C., Quiroz, M., & Córdova, C. (2009). Sensitivity of early indicators for evaluating quality changes in soil organic matter. *Geoderma*, 151(3–4), 191-198.

Zagal, E., Rodríguez, N., Vidal, I., & Flores, A. B. (2002). La fracción liviana de la materia orgánica de un suelo volcánico bajo distinto manejo agronómico como índice de cambios de la materia orgánica lábil. *Agricultura Técnica*, 62, 284-296.



CAPÍTULO 4

Descomposición inicial de hojarasca en diferentes niveles de cobertura en bosque de *Nothofagus obliqua* bajo manejo silvopastoril.

Marianela Alfaro, Francis Dube, Erick Zagal, Leandro Paulino, Edwin Esquivel.

Enviado el 02 de enero de 2018 a la revista Bosques

RESUMEN

Se realizaron experimentos de descomposición de hojarasca en un sistema silvopastoril con pradera mejorada en un bosque de *Nothofagus obliqua*, bajo tres diferentes niveles de cobertura arbórea: Abierta, Parcialmente abierta, y Parcialmente cerrada. Se utilizó la técnica de “bolsas de litera”, y se evaluó las pérdidas de peso de hojarasca y liberación de nutrientes inicial a los 6 meses de descomposición. La pérdida de peso por descomposición fue significativamente más alta en la cobertura Abierta, mientras que las coberturas Parcialmente abierta y Parcialmente cerrada no presentaron diferencias. Se registraron pérdidas de peso de 29,67, 23,12, y 24,43 % para las coberturas Abierta, Parcialmente abierta y Parcialmente cerrada, respectivamente. Las constantes de descomposición k asociadas a esas pérdidas de peso fueron 0,71; 0,53, y 0,56, respectivamente. Los contenidos de carbono, potasio, magnesio, hierro, manganeso, se establecieron como los primeros elementos en ser liberados en las etapas iniciales de descomposición de la hojarasca en las tres coberturas arbóreas evaluadas. Nuestros resultados sugieren que el nivel de cobertura arbórea tendría efectos significativos en las tasas iniciales de descomposición de la hojarasca. El crecimiento de pastos pudo influenciar en el comportamiento de las temperaturas sobre y del suelo y su contenido de humedad, en las diferentes coberturas arbóreas, y la adición de nitrógeno con la implementación del sistema silvopastoril pudo influenciar aumentando las tasas iniciales de descomposición de la hojarasca.

Palabras clave: Bolsas de litera, liberación de nutrientes, pérdida de peso, Roble, silvopastoreo.

4.1 INTRODUCCIÓN

La descomposición de los residuos orgánicos depositados sobre el suelo del bosque constituye una de las vías de mayor importancia en el flujo de nutrientes, fertilidad y calidad del suelo en los ecosistemas forestales (Ayres et al., 2009; Pérez, Armesto, Torrealba, & Carmona, 2003). La descomposición de la hojarasca producida por los bosques hace disponibles y reciclables los nutrientes minerales en ella contenidos. Es, además, la principal fuente de carbono para la síntesis del humus del suelo, así como fuente de energía y nutrientes para invertebrados y microorganismos que participan en su fraccionamiento y descomposición (Prescott, 2010).

Decker and Boerner (2006) indican que el aumento de humus con la descomposición de la hojarasca, contribuye a mejorar la estructura edáfica del suelo, e incrementa la capacidad de infiltración, almacenamiento de agua y la conductividad hidráulica en el suelo.

Las diferencias interespecíficas en las propiedades de la hojarasca inciden en los procesos locales de descomposición, y por lo tanto en el ciclaje de carbono y nutrientes minerales (Decker & Boerner, 2006). Propiedades de la hojarasca asociadas a una tasa lenta de descomposición incluyen una alta relación Carbono/Nitrógeno, una alta relación de lignina a nutrientes minerales, y una abundancia de fenoles u otros compuestos secundarios (Prescott, 2005; Vivanco & Austin, 2008). Una descomposición lenta reduce la disponibilidad de nutrientes para el nuevo crecimiento, debido a la inmovilización de estos en las acumulaciones de detritus. Por otra parte, una descomposición rápida de la hojarasca, producto de una menor relación Carbono/Nitrógeno, un bajo contenido de lignina o escasez de compuestos secundarios, potencia un ciclaje más rápido de los nutrientes en el ecosistema forestal (Decker & Boerner, 2006; Lusk et al., 2001; Prescott, 2010).

Los factores ambientales más importantes para regular la tasa de rotación de la hojarasca vegetales tienden a ser los que regulan la actividad de los microorganismos, es decir, la temperatura del suelo y del aire superficial, el contenido de humedad del suelo, la disponibilidad de nutrientes, la disponibilidad de la fuente de energía (Dube et al., 2013; Fuentes, Bown, Perez-Quezada, & Franck, 2014; Prescott, 2010). Además del clima, la composición química de la hojarasca regula fuertemente las tasas de pérdida de masa (Lusk et

al., 2001). Las concentraciones totales de ciertos nutrientes, como el nitrógeno y el fósforo, en la hojarasca se han propuesto como factores de mejora de la velocidad (Prescott, 2010; Vivanco & Austin, 2011), mientras que la lignina se ha sugerido como un compuesto retardante de la velocidad (Pérez et al., 2003).

Vivanco and Austin (2008) señalan que a diferencia de los bosques tropicales, donde la descomposición de los restos orgánicos es bastante rápida, en los ecosistemas de climas templados este proceso ocurre con mayor lentitud. Por lo tanto, en tales ambientes la dinámica de los aportes y la descomposición de los nutrientes adquieren especial relevancia en el funcionamiento y estabilidad de los bosques, en este sentido las perturbaciones antrópicas, o los tratamientos silviculturales aplicados a los bosques pueden afectar los procesos de descomposición y ciclaje de nutrientes, especialmente cuando las intervenciones remueven parte de la biomasa del bosque (Ibarra, Caldentey, & Promis, 2011).

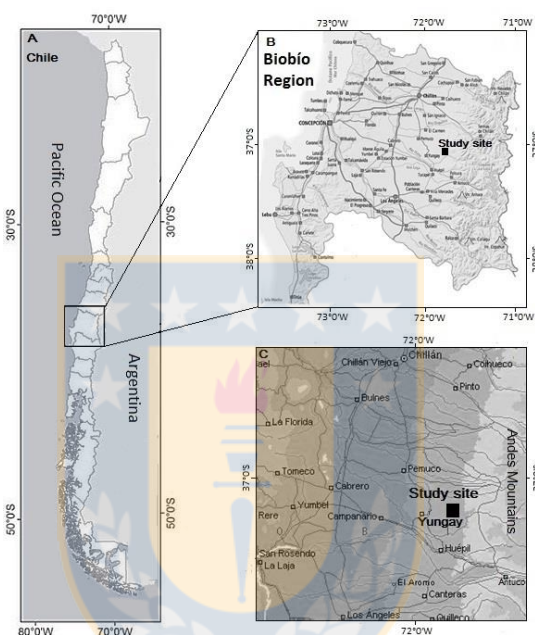
La producción de nueva biomasa unida a las velocidades de descomposición y transferencia de los elementos nutritivos depende en gran parte de las condiciones edafológicas, climatológicas, de la biota y calidad de los nutrientes presentes en la hojarasca; disponer de esta información es necesario para generar un manejo racional de los recursos naturales que garantice mayor eficiencia y sostenibilidad de los sistemas silvopastoriles (Sánchez, Crespo, Hernández, & García, 2008). La degradación de los suelos, que cada vez es más intensa, constituye uno de los problemas que más urge en las zonas con producción ganadera. En este sentido, la asociación de árboles con pastizales produce efectos muy favorables. Esta influencia se manifiesta, fundamentalmente, en la incorporación gradual de nutrientes al sistema suelo-pasto-animal, por medio de la hojarasca de los árboles y del estrato herbáceo, así como por el ciclaje de nutrientes (Crespo, 2008).

El objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto del nivel de cobertura arbórea en la pérdida de peso y liberación de nutrientes inicial por descomposición de la hojarasca, en un bosque de *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst. bajo manejo silvopastoril.

4.2 MÉTODOS

4.2.1 Descripción y caracterización del sitio de estudio

El sitio de estudio está ubicado en el "Ranchillo Alto", comuna Yungay, Región del Biobío, Chile, ($37^{\circ} 04' S$ y $71^{\circ} 39' O$) (Figura 4.1), cubre aproximadamente 653 ha. El clima predominante es de clima templado cálido con una estación seca corta (< 4 meses), con una precipitación media anual de 3000 mm y una temperatura media anual de $13,5^{\circ} C$ (Rivas *et al.* 2009). El sitio está ubicado en suelo volcánico (Andisol) (CIREN 1999).



Mapa de Chile (A); Región Biobío (B); Localización de Ranchillo Alto (cuadro negro).

Figura 4.1. Ubicación del sitio de estudio.

4.2.2 Diseño experimental y muestreo

Un sistema silvopastoril con pradera mejorada se implementó en marzo 2016 en un bosque de *Nothofagus obliqua* disturbado por procesos de tala y sobrepastoreo. Las especies sembradas consistieron en: *Lolium multiflorum westerwoldicum*: 4 kg/ha; *Phalaris acuatoca*: 2 kg/ha; *Lolium perenne*, *Festuca arundinacea* y *Dactylis glomerata*: 15 kg/ha; *Trifolium incarnatum*, *T. subterraneum* y *T. vesiculosum*: 6 kg/ha. Aplicación de fertilizantes (Nitrógeno-Fósforo-Potasio 150-200-100): Supernitro: 100 kg/ha, Superfosfato triple: 88 kg/ha, Muriato de potasio: 25 kg/ha. El sistema cuenta con 9 parcelas, 3 parcelas (réplicas) aleatoriamente distribuidas bajo tres niveles de cobertura arbórea: Abierto, parcialmente abierto, parcialmente cerrado (Dube *et al.* 2016), Tabla 4.1.

Tabla 4.1. Descripción de los tratamientos y del sitio de estudio en el predio fiscal Ranchillo Alto, Chile.

| Tratamiento | Tamaño sub-parcela (m) | Condición cobertura arbórea | Descripción de la cobertura | Especies arbóreas | Densidad población (árboles ha ⁻¹) | Media DAP (cm) | Área basal (m ² ha ⁻¹) | Altura media (m) |
|-------------|------------------------|-----------------------------|--|---|--|----------------|---|------------------|
| T1 | 5x5 | Abierto | Suelo con 85-95% de luz externa (porcentaje de área) | <i>Nothofagus obliqua</i> | 60 | 38,50 | 6,98 | 14,00 |
| T2 | 5x5 | Parcialmente abierto | Suelo con 65-75% de luz externa (porcentaje de área) | <i>Nothofagus obliqua</i> <i>Lomatia hirsuta</i> Diels ex J.F.Macbr | 134 | 39,00 | 16,00 | 26,00 |
| T3 | 5x5 | Parcialmente cerrado | Suelo con 45-55% de luz externa (porcentaje de área) | <i>Nothofagus obliqua</i> <i>Lomatia hirsuta</i> | 258 | 32,00 | 20,70 | 20,00 |

DAP: Diámetro a la altura del pecho

Para evaluar la descomposición de la hojarasca se utilizó el método de bolsas de litera (Berg y Laskowski 2006). En octubre del año 2016 en cada parcela de silvopastoreo se estableció aleatoriamente una sub-parcela de 5 x 5 m, se fijaron en el horizonte F (Oe) del suelo 18 bolsas de poliéster de 20 x 20 cm con malla de 0,5 mm, con 10 g de hojarasca de *N. obliqua* recolectada en el otoño del año 2016 y secadas previamente a 20 °C. A los 6 meses se retiraron aleatoriamente 3 bolsas de cada sub-parcela. Las muestras fueron secadas en una estufa a 60 °C por 48 h, se pesó el remanente del material orgánico, y se obtuvo la diferencia del peso de la hojarasca al inicio y a los 6 meses como medida de la descomposición. El porcentaje de pérdida de peso por descomposición y constante *k* de descomposición se calcularon usando las ecuaciones [1] y [2], respectivamente (Berg y Laskowski 2006)

$$\text{Pérdida de peso (\%)} = \frac{w_f}{w_i} \times 100 \quad [1]$$

$$k = \frac{\ln \frac{w_f}{w_i}}{t} \quad [2]$$

Donde,

w_f = peso de la bolsa de litera después del tiempo t ,

w_i = peso inicial de la bolsa de litera, y

k = constante de descomposición.

Se realizó análisis químico de las hojas para determinar macro y micronutrientes con un espectrómetro de absorción atómica (AAS) (SavantAA Σ (Sigma), GBC, Melbourne, Australia).

Se registró la temperatura del suelo (0 - 20 cm de profundidad) y aire superficial sobre el suelo (+ 5 cm) con 5 Data Loggers Decagon Devices EM-5B (uno por tratamiento) (Decagon Devices Inc., Pullman, USA) y tres sensores ECT de temperatura. La humedad del suelo (0 - 20 cm de profundidad) se midió con sensor de humedad 10 HS. Las mediciones se registraron cada dos horas. Se promediaron los valores mensuales de temperatura y humedad registrados por cada equipo en cada tratamiento (Dube et al., 2013).

4.2.3 Análisis estadísticos

Para determinar si existían diferencias significativas de pérdidas de peso, y análisis químico de la hojarasca entre las coberturas arbóreas, se realizó un Análisis de Varianza y como prueba post-hoc un test de Tukey con un nivel de significancia de 95 %, y para evaluar posibles diferencias en el tiempo de descomposición, se utilizó la Prueba t de Student. La normalidad (prueba de Kolmogorov-Smirnov) y la homoscedasticidad de la varianza (prueba de Levene) se evaluaron antes del análisis. Se realizaron transformaciones logarítmicas cuando estos supuestos no se cumplieron. El análisis estadístico se realizó con el programa R Project for Statistical Computing (versión 3.2.5, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria).

4.3 RESULTADOS

Las Figuras 4.2 y 4.3 presentan los promedios mensuales de temperatura y contenido volumétrico de agua en el suelo, respectivamente, para cada cobertura arbórea, y comprenden las estaciones de primavera-verano 2016 - 2017.

Las temperaturas promedio mensuales del aire (+ 5 cm sobre el suelo), en la cobertura Abierta fluctuaron de 5,0 a 18,1 °C, en la cobertura Parcialmente abierta de 3,6 a 17,0 °C, y finalmente para la cobertura Parcialmente cerrada de 3,2 a 17,5 °C (Figura 4.2). El mes con menor temperatura correspondió a octubre y el de mayor temperatura, el mes de febrero. No se presentaron diferencias significativas entre las temperaturas promedio mensuales del aire entre las tres coberturas arbóreas ($P > 0,05$), sin embargo, la cobertura Abierta presentó una ligera tendencia a temperaturas más elevadas. Esta cobertura también registró las mayores amplitudes diarias (diferencias entre temperaturas extremas máximas y mínimas).

Las temperaturas promedio mensuales del suelo (0 - 20 cm), en la cobertura Abierta fluctuaron entre 6,7 a 15,2 °C, en la cobertura Parcialmente abierta de 5,7 a 13,8 °C, y en la cobertura Parcialmente cerrada de 9,5 a 14,0 °C. En todos los tratamientos, las mayores temperaturas mensuales del suelo se registraron en el mes de febrero y las menores en el mes de octubre. Solamente en el mes de octubre se presentaron diferencias significativas en la temperatura mensual del suelo, la cobertura Parcialmente cerrada presentó el valor más elevado, la coberturas Parcialmente abierta y Abierta no presentaron diferencias significativas, Figura 4.2, en los otros meses la cobertura Abierta presentó una ligera tendencia de temperaturas más elevadas. La estación de verano (diciembre a marzo) registró las menores amplitudes diarias de temperaturas (aire y suelo) entre coberturas arbóreas.

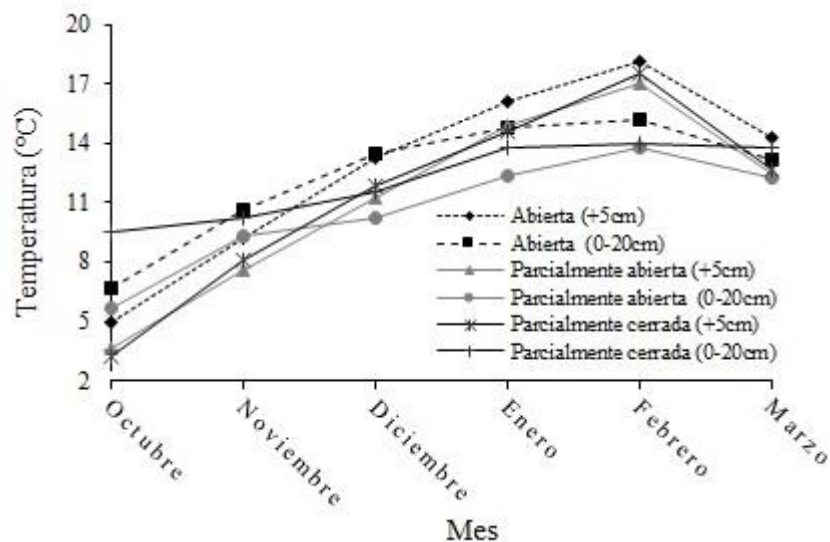


Figura. 4.2 Promedios mensuales de temperatura en cada cobertura arbórea. Mediciones realizadas de octubre 2016 a marzo 2017 en el predio fiscal Ranchillo Alto, Chile.

El contenido volumétrico mensual promedio de agua del suelo a la profundidad de 0 - 5 cm, en la cobertura Abierta fluctuó de 3,3 a 15,1 %, en la cobertura Parcialmente abierta de 6,8 a 15,8 %, y en la cobertura Parcialmente cerrada de 8,3 a 16,6 %. El mes donde se registró el menor contenido volumétrico de agua correspondió al mes de marzo, y el mayor en el mes de octubre (Figura 4.3). La cobertura Abierta presentó diferencias significativas entre los meses de diciembre a marzo, con valores inferiores a las coberturas Parcialmente abierta y Parcialmente cerrada, las cuales no presentaron diferencias significativas entre ellas.

A una profundidad de suelo 5 - 20 cm el contenido volumétrico de agua fluctuó de 5,5 a 23,8 % en la cobertura Abierta, de 9,8 a 22,9 % en la cobertura Parcialmente abierta, y en 11,2 a 22,5 % en la cobertura Parcialmente cerrada. El mes de marzo registró los menores contenidos de contenido volumétrico de agua, y el mes de octubre los mayores, en todas las coberturas (Figura 4.3). La cobertura Abierta presentó diferencias significativas para los meses de enero a marzo, presentando valores inferiores a las coberturas Parcialmente abierta y Parcialmente cerrada, las cuales no presentaron diferencias significativas entre ellas ($P > 0,05$). En general la cobertura Parcialmente cerrada registró las menores fluctuaciones de contenido volumétrico de agua en las profundidades de suelo.

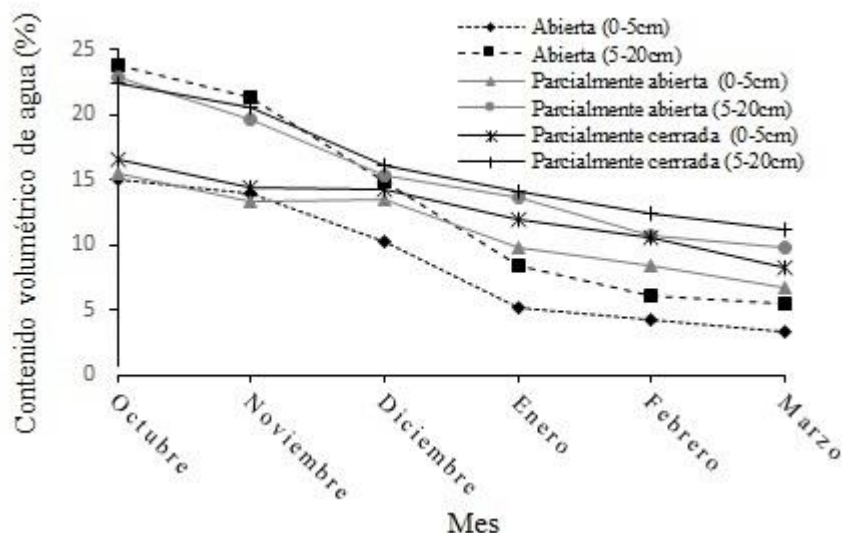


Figura 4.3. Contenido volumétrico de agua promedio mensual en cada cobertura arbórea. Mediciones realizadas de octubre 2015 a marzo 2016 en el predio fiscal Ranchillo Alto, Chile.

En la Tabla 4.2 se presentan las pérdidas de peso por descomposición en la hojarasca para cada cobertura arbórea, durante los primeros 6 meses de estudio. La cobertura Abierta presentó diferencias significativas en la pérdida de peso, aproximadamente un 5 % superior respecto a las coberturas Parcialmente abierta y Parcialmente cerrada, estas últimas coberturas no presentaron diferencias significativas entre ellas. De igual forma la constante de descomposición k fue significativamente superior en la cobertura Abierta.

Tabla 4.2. Media (\pm error estándar) de Pérdida de peso seco de la hojarasca y constante de descomposición según cobertura arbórea. Mediciones realizadas en Ranchillo Alto, Chile, de octubre 2016 a marzo 2017.

| Cobertura arbórea | Pérdida de peso seco (%) | Constante descomposición k |
|----------------------|--------------------------|------------------------------|
| Abierta | 29,67 \pm 0,97 a | 0,71 \pm 0,04 a |
| Parcialmente abierta | 23,12 \pm 0,97 b | 0,53 \pm 0,04 b |
| Parcialmente cerrada | 24,43 \pm 0,97 b | 0,56 \pm 0,04 b |

Igual letra minúscula en la misma columna: no hay diferencia significativa, test de Tukey ($P > 0,05$).

La Tabla 4.3 muestra los diferentes parámetros químicos evaluados en la litera foliar al inicio del estudio, y a los 6 meses posteriores. En general en la composición de las hojas de las bolsas de hojarasca en las tres coberturas, al inicio del ensayo, el carbono, calcio, hierro,

manganeso, zinc presentaron valores altos, el fósforo, potasio, magnesio, cobre valores intermedios, y valores bajos de nitrógeno y sodio.

Tabla 4.3 Media (\pm error estándar) de los diferentes parámetros químicos evaluados en las bolsas de litera para cada cobertura arbórea. Mediciones realizadas en Ranchillo Alto, Chile, de octubre 2016 a marzo 2017.

| Tiempo | Parámetro | Cobertura arbórea | | |
|-------------------|-------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------|
| | | Abierta | Parcialmente abierta | Parcialmente cerrada |
| 0 mes | Carbono (%) | 48,34 \pm 1,31 a A | 49,74 \pm 2,12 a A | 49,44 \pm 1,88 a A |
| | Nitrógeno (%) | 1,11 \pm 0,02 a A | 1,15 \pm 0,02 a A | 1,15 \pm 0,02 a A |
| | Carbono/Nitrógeno | 43,35 \pm 1,85 a A | 43,63 \pm 2,62 a A | 42,99 \pm 1,95 a A |
| | Fósforo (%) | 0,21 \pm 0,02 a A | 0,22 \pm 0,02 a A | 0,22 \pm 0,02 a A |
| | Nitrógeno/Fósforo | 5,28 \pm 0,03 a A | 5,23 \pm 0,04 a A | 5,23 \pm 0,05 a A |
| | Potasio (%) | 0,55 \pm 0,01 a A | 0,52 \pm 0,02 a A | 0,51 \pm 0,01 a A |
| | Calcio (%) | 1,23 \pm 0,02 a A | 1,36 \pm 0,01 a A | 1,34 \pm 0,02 a A |
| | Magnesio (%) | 0,22 \pm 0,01 a A | 0,22 \pm 0,01 a A | 0,21 \pm 0,01 a A |
| | Sodio (%) | 0,01 \pm 0,01 a A | 0,01 \pm 0,01 a A | 0,01 \pm 0,01 a A |
| | Hierro (mg/kg) | 1225,00 \pm 23,12 a A | 1130,00 \pm 12,14 a A | 1215,00 \pm 9,45 a A |
| | Manganeso (mg/kg) | 602,00 \pm 2,35 a A | 560,00 \pm 1,36 a A | 585,00 \pm 1,15 a A |
| | Zinc (mg/kg) | 53,00 \pm 1,12 a A | 52,00 \pm 1,11 a A | 51,00 \pm 1,14 a A |
| | Cobre (mg/kg) | 7,00 \pm 0,01 a A | 7,00 \pm 0,12 a A | 8,00 \pm 0,11 a A |
| | 6 meses | Carbono (%) | 44,52 \pm 0,27 a B | 46,12 \pm 1,17 a B |
| Nitrógeno (%) | | 1,56 \pm 0,02 a B | 1,36 \pm 0,03 b A | 1,38 \pm 0,02 b A |
| Carbono/Nitrógeno | | 28,53 \pm 1,15 a B | 33,91 \pm 0,96 b B | 33,30 \pm 1,10 b B |
| Fósforo (%) | | 0,23 \pm 0,02 a A | 0,24 \pm 0,02 a A | 0,24 \pm 0,02 a A |
| Nitrógeno/Fósforo | | 6,78 \pm 0,04 a B | 5,67 \pm 0,05 b B | 5,75 \pm 0,05 b B |
| Potasio (%) | | 0,10 \pm 0,01 a A | 0,05 \pm 0,01 a A | 0,07 \pm 0,01 a A |
| Calcio (%) | | 1,37 \pm 0,03 a A | 1,40 \pm 0,02 a A | 1,42 \pm 0,03 a A |
| Magnesio (%) | | 0,09 \pm 0,01 a B | 0,10 \pm 0,01 a A | 0,14 \pm 0,01 a A |
| Sodio (%) | | 0,01 \pm 0,01 a A | 0,01 \pm 0,01 a A | 0,01 \pm 0,01 a A |
| Hierro (mg/kg) | | 985,00 \pm 3,25 a B | 1465,00 \pm 4,52 b B | 1575,00 \pm 3,12 b B |
| Manganeso (mg/kg) | | 485,00 \pm 2,14 a B | 435,00 \pm 2,10 a B | 438,00 \pm 2,11 a B |
| Zinc (mg/kg) | | 69,00 \pm 0,12 a B | 62,00 \pm 0,14 b B | 63,00 \pm 0,12 b B |
| Cobre (mg/kg) | | 9,00 \pm 0,02 a A | 10,50 \pm 0,02 b B | 11,00 \pm 0,02 b B |

Igual letra minúscula entre columnas (coberturas) para un mismo tiempo: no hay diferencia significativa, test de Tukey ($P > 0,05$). Igual letra mayúscula en una misma columna (igual cobertura) y diferente tiempo: no hay diferencia significativa, prueba T de Student ($P > 0,05$).

Al inicio del estudio no se presentan diferencias significativas en los valores de los diferentes parámetros estudiados en la litera foliar para las tres coberturas arbóreas. En los primeros 6

meses de descomposición, el porcentaje de carbono disminuyó significativamente en las tres coberturas, pero no fue significativamente diferente entre ellas. El nitrógeno aumentó significativamente en la cobertura Abierta, las coberturas Parcialmente abierta y cerrada no presentaron diferencias. La relación Carbono/Nitrógeno disminuyó significativamente en las tres coberturas, y fue significativamente menor en la cobertura Abierta, las coberturas parcialmente abierta y cerrada no presentaron diferencias entre ellas. La relación Nitrógeno/Fósforo aumentó significativamente en las tres coberturas, y fue mayor en la cobertura Abierta, las coberturas Parcialmente abierta y cerrada no presentaron diferencias entre ellas.

Para cada cobertura los elementos de carbono, potasio, magnesio, hierro, manganeso disminuyeron significativamente en los primeros 6 meses de descomposición, mientras los parámetros de zinc y cobre aumentaron significativamente. El nitrógeno aumentó significativamente en la cobertura Abierta. Los elementos fósforo, calcio, y sodio no variaron significativamente entre coberturas y en el tiempo.

4.4 DISCUSIÓN

Las características de la vegetación de un ecosistema la determina el microclima de la región, además éste influye en el metabolismo diario, estacional y anual de la biota en el ecosistema. Por otro lado, la cobertura y estructura de la vegetación tienen influencia sobre los diversos factores microclimáticos (humedad del aire, viento, radiación, temperatura, luminosidad que ingresa al suelo) que determinan finalmente el balance energético e hídrico de las plantas y la biota en general, incluyendo los microorganismos del suelo (Bell et al., 2016). Nuestros registros de temperatura del aire (+ 5 cm sobre el suelo) y suelo (0 - 20 cm profundidad) indicaron que no hubo diferencia significativa entre coberturas, sin embargo, se observó una ligera tendencia a temperaturas más elevadas en la cobertura Abierta, y también presentó las mayores amplitudes térmicas, basada en las temperaturas extremas máximas y mínimas diarias. Las coberturas Parcialmente abierta y Parcialmente cerrada, por el contrario, presentaron una menor amplitud térmica, lo que indica que la mayor cobertura arbórea puede actuar como un sistema de amortiguamiento en el suelo a las externalidades climáticas,

permitiendo mayor estabilidad de temperaturas del aire y suelo. Así mismo, las mayores densidades arbóreas presentes en las coberturas Parcialmente abierta y cerrada, pueden favorecer un microclima más estable, mientras que la baja densidad arbórea en la cobertura Abierta, puede favorecer a que el suelo esté más expuesto a las externalidades climáticas. Otro factor que puede explicar las no diferencias significativas en las temperaturas, es la presencia de pastos creciendo en las tres coberturas (sistema silvopastoril implementado), ésta cobertura vegetal podría también podría influenciar en las temperaturas del aire superficial y del suelo (Özkan & Gökbülak, 2017). Por otra parte, Rivas et al. (2009) mencionan que en un bosque de *N. obliqua* en el centro-sur de Chile, las temperaturas a nivel del suelo pueden estar relacionadas con la cobertura arbórea y herbácea.

El menor contenido volumétrico de agua del suelo en la cobertura Abierta coincide con la estación de verano, lo que indica que una menor cobertura arbórea repercute en la humedad del suelo. Lillo, Ramírez, Reyes, Ojeda, and Alvear (2011) en un estudio realizado en el Parque Nacional Conguillío, Chile, indican que la menor humedad del suelo coincidió con una baja cobertura arbórea, mencionando que esto puede estar relacionado con una mayor evapotranspiración del suelo, una menor densidad arbórea, por tanto menor cobertura arbóreas, repercuten un una menor cantidad de hojarasca en el suelo, que podría favorecerían mayor evapotranspiración (Bell et al., 2016).

Nuestros resultados indicaron que la cobertura arbórea Abierta presentó la mayor pérdida de peso por descomposición de hojarasca. Coûteaux, Bottner, and Berg (1995) indican que la descomposición de la hojarasca está controlada por tres factores principales: el clima, la calidad de la hojarasca y la naturaleza y abundancia de los organismos en descomposición. El clima es el factor dominante en las áreas sometidas a condiciones climáticas desfavorables, mientras que la calidad de los desechos prevalece en gran medida como regulador bajo condiciones favorables (Lusk et al., 2001). En nuestro caso, la tendencia a mayores temperaturas del aire y del suelo en la cobertura Abierta, en comparación con las otras dos coberturas, puede haber influenciado en la mayor tasa de descomposición, al favorecer la actividad de los microorganismos descomponedores. Sánchez et al. (2008) mencionan que la humedad y la temperatura aparecen entre las variables más determinantes en la

descomposición, porque influyen tanto en el desarrollo de la vegetación como en las actividades de los microorganismos, que son factores muy críticos en la formación del suelo. Este mismo autor indica que la intensidad máxima de la descomposición de la materia orgánica se observa en condiciones de temperatura moderada (alrededor de 30 °C) y con un contenido de humedad de alrededor del 60-80 % de la capacidad máxima de retención de agua del suelo.

Nuestros resultados después de 6 meses de descomposición de hojarasca, indican que la modificación de las coberturas arbóreas hasta altos niveles (cobertura Abierta), pueden influenciar la pérdida de peso. Sin embargo, Ibarra et al. (2011) en un ensayo de descomposición de hojarasca de *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser en Magallanes, Chile, en bosque con y sin intervención silvicultural, mencionan que la descomposición al primer año fue mayor en el bosque con intervención. Además, indica que los resultados obtenidos sugieren que los efectos de la intervención silvicultural sobre las tasas de descomposición de la hojarasca disminuyen con el transcurso del tiempo. Otros estudios realizados anteriormente en diferentes especies muestran resultados variables en las tasas de descomposición de la hojarasca respecto a las intervenciones en la cobertura arbórea. Kim, Sharik, and Jurgensen (1996), evaluaron los efectos de cuatro tratamientos al dosel (tala rasa, coberturas de 50 y 75 % y sin intervención), en bosques de *Quercus rubra* L., encontraron que las pérdidas de peso de la hojarasca, al cabo de dos años, fueron significativamente superiores en el sector sometido a tala rasa. Resultados contrarios determinó Prescott (1997), al comparar bosques maduros de *Tsuga sp.* y *Abies sp.* con sectores adyacentes sometidos a distintos tipos de cosecha, luego de dos años, encontró que las pérdidas de peso de la hojarasca fueron más rápidas en el bosque antiguo, no intervenido; efecto que fue atribuido a la mayor humedad del suelo superficial durante el verano. Prescott, Blevins, and Staley (2000), en un estudio en *Populus*, reporta que las pérdidas de peso en bosques naturales y en sectores sometidos a tala rasa fueron de similar magnitud. Por lo tanto, Prescott (2005), indica que las tasas de descomposición no constituirían parte integral de las respuestas de los ecosistemas forestales a factores como la tala. Esto recalca la importancia de continuar con los estudios de descomposición en el sitio de estudio, y determinar si a largo plazo la modificación de las

coberturas, unido al crecimiento de las pasturas, puede influenciar en el proceso de descomposición de la hojarasca.

Nuestros valores para las constantes k de descomposición (en las tres coberturas) son mayores a los reportados por Lusk et al. (2001), para bosques *N. obliqua*, y a los 6 meses de descomposición. Otros autores, como Staelens et al. (2011) y Decker and Boerner (2006), también para bosques de *N. obliqua* reportan valores más elevados de pérdida de peso y constante k de descomposición, pero después de un año de descomposición. La adición de nitrógeno al suelo y la pradera mejorada (sistema silvopastoril implementado en el sitio de estudio) probablemente pudieron influenciar en la pérdida de peso por descomposición. Vivanco and Austin (2011) en un estudio de descomposición en la Patagonia, Argentina, mencionan que la adición de N tuvo efectos fuertes y positivos en la descomposición, con un aumento promedio del 46 % en la constante de descomposición.

Prescott (2010), indica que la descomposición de la hojarasca se caracteriza en que las pérdidas de peso durante los estados iniciales del proceso usualmente son mucho más marcadas, y gradualmente el proceso se reduce con el transcurrir del tiempo, a medida que las sustancias fácilmente degradables desaparecen. Situación explicada por la presencia de compuestos lignocelulósicos de difícil degradación. Según Vivanco y Austin (2008), la descomposición de la hojarasca está determinada por la calidad en términos de abundancia de sus diferentes componentes, así como de la disponibilidad de nutrientes del suelo.

De acuerdo a nuestros resultados el carbono, potasio, magnesio, hierro, manganeso, luego de 6 meses de descomposición de hojarasca, disminuyeron su contenido significativamente en las tres coberturas arbóreas. Decker and Boerner (2006), señalan que las tasas de descomposición y liberación de los nutrientes están determinadas por la calidad de la materia orgánica. Sánchez et al. (2008) indican que la calidad del material vegetal es definida por los constituyentes orgánicos y los contenidos de nutrientes. La calidad del carbono de un material orgánico depende de las proporciones del carbón soluble, la celulosa (hemicelulosa) y la lignina; en este caso la calidad se refiere a la energía disponible para los organismos descomponedores (Sánchez et al., 2008). Estos autores señalan además que la descomposición

de la hojarasca y la liberación de nutrientes dependen de la especie vegetal que originó la hojarasca, y de la concentración inicial de estos elementos. En nuestro caso las concentraciones de los elementos en la hojarasca de *N. obliqua*, presentaron altos contenidos de carbono, hierro y manganeso, y valores intermedios de potasio y magnesio. Por otra parte, Jacob, Viedenz, Polle, and Thomas (2010) encontraron una correlación significativamente positiva entre las tasas de descomposición y la concentración de calcio de la hojarasca, en caso de nuestros datos, durante la etapa inicial de descomposición no se han encontrado diferencias significativas en las tasas de calcio, tanto en el tiempo como entre coberturas.

El nitrógeno, por su parte, aumentó significativamente en la cobertura Abierta, mientras que las coberturas Parcialmente abierta y cerrada presentaron una ligera tendencia a aumentar. Vivanco and Austin (2011), en su estudio de descomposición en la Patagonia, Argentina, señalan que el nitrógeno se acumuló primero en todas las capas de hojarasca de su ensayo, pero al final del período de incubación de 2 años, comenzó la liberación de nitrógeno. Señalan estos autores, que las concentraciones de nitrógeno aumentaron aproximadamente de forma lineal con la pérdida de masa acumulada, pero finalmente disminuyeron. Staelens et al. (2011) mencionan que para un estudio de descomposición en el sur de Chile, el nitrógeno neto en la hojarasca de los bosques siempreverdes disminuyó durante la descomposición, pero se incrementó en la hojarasca de los bosques deciduos, incluido *N. obliqua*.

Dado principalmente a la disminución del porcentaje de carbono durante la descomposición de la hojarasca, se registró la disminución significativa de la relación Carbono/Nitrógeno en las tres coberturas estudiadas. Con el aumento del nitrógeno, por otra parte, aumentó significativamente la relación Nitrógeno/Fósforo en las tres coberturas. Decker and Boerner (2006) mencionan que la descomposición de hojarasca en diferentes especies de *Nothofagus*, después de un año de descomposición, estuvo más relacionada con la relación Nitrógeno/Fósforo, que con la relación Carbono/Nitrógeno. Lusk et al. (2001) determinaron que las correlaciones con la calidad inicial de la camada sugieren que la descomposición de la hojarasca está más relacionada con la calidad del carbono de la hojarasca que con las concentraciones de nutrientes, relaciones Carbono/Nitrógeno o relaciones Lignina/Nitrógeno. En nuestro caso, la calidad de la hojarasca puede estar más influenciada por el grado de

cobertura arbórea, la cobertura Abierta representa bosque más degradado, mientras que la cobertura Parcialmente cerrada un bosque menos degradado.

4.5 CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos sugieren que el nivel de cobertura arbórea tendría efectos significativos en las tasas iniciales de descomposición (6 meses), debido probablemente a posibles cambios microclimáticos ocasionados por la reducción en la cobertura del dosel, tales como mayor radiación, y temperaturas, y mayor radiación.

El crecimiento de pastos (sistema silvopastoril) bajo las diferentes coberturas pudo influenciar en el comportamiento de las temperaturas sobre el suelo y del suelo, así como de su contenido de humedad, factores que controlan al mismo tiempo las tasas de descomposición de la hojarasca.

Las mayores pérdidas iniciales de peso de la hojarasca por descomposición obtenidas en el presente estudio, respecto a valores de otras investigaciones, sugiere que las tasas de descomposición pudieron ser influenciada por la adición previa de nitrógeno en el suelo, como medida del sistema silvopastoril implementado en el sitio de estudio.

Los contenidos de carbono, potasio, magnesio, hierro, manganeso, se establecieron como los primeros elementos en ser liberados en las etapas iniciales de descomposición de la hojarasca de *N. obliqua* en las tres coberturas arbóreas evaluadas, asociados probablemente a las características intrínsecas de la hojarasca, con contenidos altos de carbono, hierro, manganeso, e intermedios de potasio y magnesio.

Se recomienda continuar con el estudio de descomposición a largo plazo, con el fin de evaluar el impacto del efecto combinado de la degradación del bosque por la modificación de coberturas arbóreas, y la implementación de sistemas silvopastoriles sustentables, sobre las tasas de descomposición de hojarasca.

4.6 AGRADECIMIENTOS

Deseamos agradecer a la Universidad de Costa Rica, MICIT y CONICIT Costa Rica por las becas para estudios de doctorado en Ciencias Forestales en la Universidad de Concepción, Chile. Este estudio fue parcialmente financiado por el Fondo de Investigación del Bosque Nativo de la Corporación Nacional Forestal, Ministerio de Agricultura, Chile (Proyecto FIBN-CONAF No. 001-2014).

4.7 REFERENCIAS

- Ayres E, H Steltzer, B Simmons, R Simpson, JM Steinweg, M Wallenstein, N Mellor, W Parton, J Moore, D Wall. 2009. Home-field advantage accelerates leaf litter decomposition in forests. *Soil Biology and Biochemistry* 41:606-610.
- Bell FW, E Lamb, M Sharma, S Hunt, M Anand, J Dacosta, S Newmaster. 2016. Relative influence of climate, soils, and disturbance on plant species richness in northern temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 381:93-105.
- Berg B, R Laskowski. 2006. Methods in Studies of Organic Matter Decay Advances in Ecological Research - Litter Decomposition: A Guide to Carbon and Nutrient Turnover. San Diego, California, USA. Elsevier Academic Pres. p. 291-328
- CIREN. 1999. Estudio Agrológico VIII Región de Chile. Descripciones de suelos: Materiales y simbolos. Santiago, Chile. Centro de Información en Recursos Naturales. 555 p.
- Cornwell W, J Cornelissen, K Amatangelo, E Dorrepaal, V Eviner, O Godoy, S Hobbie, B Hoorens, H Kurokawa, N Pérez-Harguindeguy. 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecology letters* 11:1065-1071.
- Coûteaux M, P Bottner, B Berg. 1995. Litter decomposition, climate and liter quality. *Trends in Ecology & Evolution* 10:63-66.
- Crespo G. 2008. Importancia de los sistemas silvopastoriles para mantener y restaurar la fertilidad del suelo en las regiones tropicales. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 42.

- Decker K, R Boerner. 2006. Mass loss and nutrient release from decomposing evergreen and deciduous *Nothofagus* litters from the Chilean Andes. *Austral Ecology* 31:1005-1015.
- Dube F, A Sotomayor, V Loewe, B Müller-Using, N Stolpe, E Zagal, M Doussoulin. 2016. Silvopastoral systems in temperate zones of Chile. In Peri PL, F Dube, A Varella eds. *Advances in Agroforestry-Silvopastoral Systems in Southern South America*. Switzerland. Springer International Publishing. p. 183-230.
- Fuentes JP, HE Bown, JF Perez-Quezada, N Franck. 2014. Litter removal in a sclerophyll forest: short-and medium-term consequences for soil properties. *Soil Science Society of America Journal* 78:634-644.
- Ibarra M, J Caldentey, Á Promis. 2011. Descomposición de hojarasca en rodales de *Nothofagus pumilio* de la región de Magallanes. *Bosque (Valdivia)* 32:227-233.
- Jacob M, K Viedenz, A Polle, F Thomas. 2010. Leaf litter decomposition in temperate deciduous forest stands with a decreasing fraction of beech (*Fagus sylvatica*). *Oecologia* 164:1083-1094.
- Kim C, T Sharik, M Jurgensen. 1996. Canopy cover effects on mass loss, and nitrogen and phosphorus dynamics from decomposing litter in oak and pine stands in northern Lower Michigan. *Forest Ecology and Management* 80:13-20.
- Lillo A, H Ramírez, F Reyes, N Ojeda, M Alvear. 2011. Actividad biológica del suelo de bosque templado en un transecto altitudinal, Parque Nacional Conguillío (38° S), Chile. *Bosque (Valdivia)* 32:46-56.
- Lusk C, C Donoso, C Moya, G Oyarce, R Reinoso, P Villegas. 2001. Decomposition of leaf litter of *Pinus radiata* and three native tree species.
- Özkan U, F Gökbülak. 2017. Effect of vegetation change from forest to herbaceous vegetation cover on soil moisture and temperature regimes and soil water chemistry. *CATENA* 149:158-166.
- Pérez C. 1994. Indices de esclerofilia en relación a la calidad química de la hojarasca y el grado de mineralización potencial del nitrógeno del suelo superficial del bosque de

- “olivillo”(Aextoxicon punctatum R. et Pav.) en Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat* 67:101-109.
- Pérez CA, JJ Armesto, C Torrealba, MR Carmona. 2003. Litterfall dynamics and nitrogen use efficiency in two evergreen temperate rainforests of southern Chile. *Austral Ecology* 28:591-600.
- Prescott C. 1997. Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferous forest. *Forest Ecology and Management* 95:253-260.
- Prescott C. 2005. Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know? *Forest Ecology and Management* 220:66-74.
- Prescott C. 2010. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry* 101:133-149.
- Prescott C, L Blevins, C Staley. 2000. Effects of clear-cutting on decomposition rates of litter and forest floor in forests of British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 30:1751-1757.
- Rivas Y, C Oyarzún, R Godoy, E Valenzuela. 2009. Mineralización del nitrógeno, carbono y actividad enzimática del suelo en un bosque de *Nothofagus obliqua* (Mirb) Oerst y una plantación de *Pinus radiata* D. Don. del centro-sur de Chile. *Revista chilena de historia natural* 82:119-134.
- Sánchez S, G Crespo, M Hernández, Y García. 2008. Factores bióticos y abióticos que influyen en la descomposición de la hojarasca en pastizales. *Pastos y Forrajes* 31:1-1.
- Staelens J, N Ameloot, L Almonacid, E Padilla, P Boeckx, D Huygens, K Verheyen, C Oyarzún, R Godoy. 2011. Litterfall, litter decomposition and nitrogen mineralization in old-growth evergreen and secondary deciduous *Nothofagus* forests in south-central Chile. *Revista chilena de historia natural* 84:125-141.
- Vivanco L, A Austin. 2008. Tree species identity alters forest litter decomposition through long-term plant and soil interactions in Patagonia, Argentina. *Journal of Ecology* 96:727-736.

Vivanco L, A Austin. 2011. Nitrogen addition stimulates forest litter decomposition and disrupts species interactions in Patagonia, Argentina. *Global Change Biology* 17:1963-1974.



DISCUSION GENERAL

En el Capítulo 1 se determinó que la modificación de las coberturas arbóreas en bosques de *N. obliqua*, provocado por procesos no controlados de tala y pastoreo, han afectado la calidad del suelo, y procesos microbianos, lo que lleva a aceptar la hipótesis general del presente estudio. Los diferentes niveles de cobertura arbórea afectaron el C orgánico del suelo (SOC) y la biomasa microbiana C, respiración microbiana del suelo, el potencial neto de mineralización de nitrógeno y nitrificación, y la cantidad de fracción liviana de la materia orgánica (LF). La cobertura arbórea Abierta presentó los valores más bajos de estos parámetros. La baja densidad arbórea y modificación de la cobertura vegetal posiblemente han provocado alteración de los procesos de formación de materia orgánica del suelo (MO), al modificar la cantidad y calidad de substratos disponibles, y la distribución de los ingresos de C en el suelo. Los resultados confirman la característica de los suelos volcánicos de almacenar altos contenidos de C orgánico. La mayor cantidad de C orgánico y nitrógeno (N) se presentó en la LF, seguido por los mesoagregados (fracción intermedia de la MO), de los sistemas menos disturbados, la cobertura Parcialmente cerrada y Parcialmente abierta, dejando en último lugar a la cobertura Abierta. Esto sucede porque la LF está formada por MO sin descomponer de origen vegetal, y en las fracciones estables la MO se incorpora al suelo.

Las interacciones significativas Cobertura x Profundidad de suelo obtenidas para la respiración microbiana del suelo, biomasa microbiana C, y al potencial neto de mineralización de nitrógeno y nitrificación; así como, las interacción Cobertura x Fracción de suelo para el peso seco de fracciones del suelo, y el contenido de carbono orgánico y nitrógeno en las fracciones del suelo, indicaron que estos parámetros son sensibles al nivel de cobertura de los árboles (uso del suelo), la frecuencia o intensidad de la tala y el pastoreo, y las diferencias pedogénicas o ambientales entre las profundidades del suelo (Paul, 2016; Zagal et al., 2009).

La mejor calidad del suelo en el bosque menos disturbado (cobertura Parcialmente cerrada), favorecería la productividad, y sustentabilidad del ecosistema a largo plazo. Al mismo tiempo, indica la necesidad de trabajar en la recuperación de los bosques más degradados (cobertura Abierta). Tomando en cuenta la necesidad de las comunidades rurales de contar con estos

bosques nativos para el pastoreo del ganado, la implementación de sistemas silvopastoriles sustentables, surge como una oportunidad que permita una simbiosis entre las necesidades del uso de los bosques, y garantizar la sostenibilidad de los recursos, bienes o servicios que brindan los mismos. Además la especie arbórea de *N. obliqua*, es una especie que puede favorecer el desarrollo de sistemas silvopastoriles dada su condición caducifolia, la estructura de sus copas y el color claro de sus hojas que permite traspase gran cantidad de luz, lo que favorecería el establecimiento y crecimiento de pasto (Dube et al., 2016).

En el Capítulo 2 se determinó que la composición arbórea del bosque también afectó la calidad del suelo, el bosque caduco de *N. obliqua*, presentó mejor calidad de suelo que el bosque mixto de *N. dombeyi*- *N. obliqua*. Se obtuvo valores significativamente más elevados de SOC, biomasa microbiana C, respiración microbiana del suelo, potencial neto de mineralización de nitrógeno y nitrificación, en el bosque caduco. No se encontró diferencias significativas en la cantidad de LF y de macroagregados, fracciones lábiles del suelo, entre los tipos de bosque, sin embargo, los contenidos de C y N fueron mayores en las fracciones lábiles del bosque caduco. Esto indicó que las diferencias de calidad se pueden atribuir más a la calidad de los residuos que ingresan al sistema, más que a la cantidad de los mismos.

En el Capítulo 3 se encontró que la implementación del sistema silvopastoril en el bosque de *N. obliqua* bajo diferentes niveles de cobertura arbórea, pudo favorecer las tasas iniciales de descomposición de la hojarasca, con el crecimiento de pastos (gramíneas y trébol), y adición de N al suelo. Los pastos posiblemente ofrecieron un sistema de amortiguación de las condiciones climáticas, manteniendo condiciones similares de temperatura sobre el suelo y del suelo, así como de su contenido de humedad, en las tres coberturas. La mayor disponibilidad de N, proveniente de la fijación por parte de los pastos (P. Peri et al., 2015), y la adición de nitrógeno (Vivanco & Austin, 2011), pudo llevar a tasas iniciales de descomposición relativamente altas, si se compara con los resultados obtenidos por Lusk et al. (2001), también en bosques de *N. obliqua*.

La descomposición de la hojarasca está muy influenciada por las concentraciones y las proporciones de nutrientes (Berg & McClaugherty, 2008; Decker & Boerner, 2006). En

general, las tasas iniciales de descomposición aumentaron con una disminución en la proporción de carbono a N (relación C/N), que por lo tanto es un indicador importante de la calidad de la cama.

Los resultados indicaron que la cobertura arbórea Abierta presentó la mayor tasa de descomposición de hojarasca. Couˆteaux, Bottner, and Berg (1995) indican que la descomposición de la hojarasca está controlada por tres factores principales: el clima, la calidad de la hojarasca y la naturaleza y abundancia de los organismos en descomposición. El clima es el factor dominante en las áreas sometidas a condiciones climáticas desfavorables, mientras que la calidad de los desechos prevalece en gran medida como regulador bajo condiciones favorables (Lusk et al., 2001). La tendencia a mayores temperaturas del aire y del suelo en la cobertura Abierta, en comparación con las otras dos coberturas, puede haber influenciado en la mayor tasa de descomposición, al favorecer la actividad de los microorganismos descomponedores.



CONCLUSIONES GENERALES

La hipótesis general de estudio fue que la calidad del suelo se ve afectada producto de la alteración de las coberturas arbóreas, debido a procesos históricos de tala y ganadería intensiva en un bosque de *N. obliqua*, ubicado en el centro-sur de Chile. Los indicadores de calidad de suelo determinados a 0 - 5 cm y 5 - 20 cm: SOC, respiración microbiana del suelo, C en la biomasa microbiana, tasas de mineralización de nitrógeno y nitrificación, agregados del suelo y LF, nos permitieron comprobar esta hipótesis. Es posible observar las mayores diferencias entre los extremos de degradación de los bosques estudiados, es decir, entre las coberturas arbóreas Parcialmente cerrada y Abierta.

La alteración de las coberturas arbóreas mostró una variación importante en los diferentes índices de calidad del suelo analizados, particularmente en la dinámica del nitrógeno y la fracción ligera. Las diferencias en la calidad y cantidad del sustrato (entrada de materia orgánica del suelo, acumulación de hojarasca) y la distribución del suministro de carbono al ecosistema, probablemente como resultado de las diferencias en la frecuencia o intensidad de la tala y el pastoreo, pueden explicar este comportamiento.

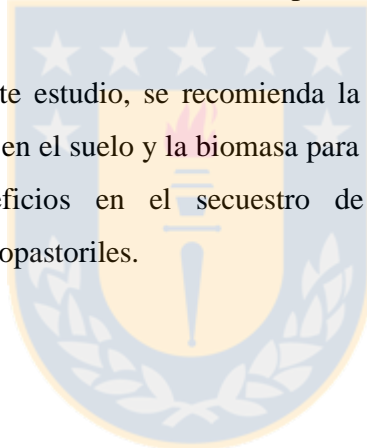
Los suelos en los bosques más degradados, pueden ser más propensos a ser perturbados por erosión a través de la lluvia y el viento, favoreciendo el detrimento de la calidad y aumento las pérdidas del SOC. La cantidad y calidad de materia orgánica que ingresa al suelo es esencial para la productividad y la sustentabilidad a largo plazo de estos ecosistemas, ya que ayuda a retener los nutrientes, que posteriormente pueden estar disponibles para las plantas y árboles, lo que favorecería su crecimiento, y mantenimiento de la productividad del ecosistema.

Los sistemas silvopastoriles podrían potenciar el aumento de la productividad del bosque nativo estudiado, mediante el mantenimiento o mejoramiento de la calidad del suelo, aumento del valor de la madera y permitiendo la producción ganadera. Sin embargo, se requiere más investigación en las directrices de gestión más adecuadas para estos bosques, por ejemplo en los niveles de cobertura para garantizar el bienestar del bosque y productividad de praderas, intensidad de adelgazamiento de masas forestales, mediciones a largo plazo que tomen en

cuenta los mecanismos específicos involucrados en el éxito del establecimiento de plántulas para regenerar los bosques, y las interacciones árbol-pasto-ganado.

El crecimiento de pastos (sistema silvopastoril implementado) bajo las diferentes coberturas pudo influenciar en el comportamiento de las temperaturas sobre el suelo y del suelo, así como de su contenido de humedad, factores que controlan al mismo tiempo las tasas de descomposición de la hojarasca. Al mismo tiempo, el crecimiento de trébol ayudaría a la fijación de N en el suelo, que unido a la adición de N, pudo aumentar las tasas iniciales de descomposición. Sin embargo, se recomienda continuar con el estudio de descomposición a largo plazo, con el fin de evaluar el impacto del efecto combinado de la degradación del bosque por la modificación de coberturas arbóreas, y la implementación de sistemas silvopastoriles sustentables, sobre las tasas de descomposición de hojarasca.

Basado en los resultados de este estudio, se recomienda la realización de investigaciones para contabilizar el stock de carbono en el suelo y la biomasa para cada cobertura arbórea, con el fin de determinar los posibles beneficios en el secuestro de carbono que puede generar la implementación de sistemas silvopastoriles.



REFERENCIAS

- Aguilera, S., Borie, G., Peirano, P., & Galindo, G. (1997). Organic matter in volcanic soils in Chile: chemical and biochemical characterization. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 28(1), 899-212.
- Altamirano, A., & Lara, A. (2010). Deforestación en ecosistemas templados de la precordillera andina del centro-sur de Chile. *Bosque*, 31, 53-64.
- Alvear, M., Urra, C., Huaiquilao, R., Astorga, M., & Reyes, F. (2007). Actividades biológicas y estabilidad de agregados en un suelo del bosque templado chileno bajo dos etapas sucesionales y cambios estacionales. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 7(3), 38-50.
- Bahamonde, H. A., Peri, P. L., Alvarez, R., Barneix, A., Moretto, A., & Martínez Pastur, G. (2013). Silvopastoral use of *Nothofagus antarctica* in Southern Patagonian forests, influence over net nitrogen soil mineralization. *Agroforestry Systems*, 87(2), 259-271.
- Ballestar, J., & González, V. (2006). La calidad del suelo como medida para su conservación. *Edafología*, 14(3), 125-138.
- Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., & García, C. (2008). Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma*, 147(3-4), 159-171.
- Berg, B., & McClaugherty, C. (2008). *Plant litter: Decomposition, humus formation, carbon sequestration* (2 ed.). Germany: Springer Berlin Heidelberg.
- Bergh, G., & Promis, A. (2011). Conservación de los bosques nativos de Chile—Un análisis al informe FAO sobre la evaluación de los recursos forestales nacionales. *Revista Bosque Nativo*, 48, 9-11.
- Bown, H. E., Fuentes, J. P., Perez-Quezada, J. F., & Franck, N. (2014). Soil respiration across a disturbance gradient in sclerophyllous ecosystems in Central Chile. *Ciencia e investigación agraria: revista latinoamericana de ciencias de la agricultura*, 41(1), 89-106.
- Carlyle, J. C., & Than, U. B. (1988). Abiotic Controls of Soil Respiration Beneath an Eighteen-Year-Old *Pinus Radiata* Stand in South-Eastern Australia. *Journal of Ecology*, 76(3), 654-662.

- CIREN. (1999). *Estudio Agrológico VIII Región de Chile. Descripciones de suelos: Materiales y simbolos*. Santiago, Chile: Centro de Información en Recursos Naturales.
- Couêteaux, M., Bottner, P., & Berg, B. (1995). Litter decomposition, climate and liter quality. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(2), 63-66. doi: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88978-8](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88978-8)
- Cruz, A. B., Barra, J. E., del Castillo, R., & Gutiérrez, C. (2004). La calidad del suelo y sus indicadores. *Revista Ecosistemas*, 13(2).
- Christensen, B. T. (1992). Physical Fractionation of Soil and Organic Matter in Primary Particle Size and Density Separates. In B. A. Stewart (Ed.), *Advances in Soil Science* (pp. 1-90). New York, NY: Springer.
- Christensen, B. T. (2001). Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science*, 52(3), 345-353.
- Decker, K., & Boerner, R. (2006). Mass loss and nutrient release from decomposing evergreen and deciduous Nothofagus litters from the Chilean Andes. *Austral Ecology*, 31(8), 1005-1015.
- Dube, F., Espinosa, M., Stolpe, N. B., Zagal, E., Thevathasan, N. V., & Gordon, A. M. (2012). Productivity and carbon storage in silvopastoral systems with *Pinus ponderosa* and *Trifolium* spp., plantations and pasture on an Andisol in Patagonia, Chile. *Agroforestry Systems*, 86(2), 113-128.
- Dube, F., Sotomayor, A., Loewe, V., Müller-Using, B., Stolpe, N., Zagal, E., & Doussoulin, M. (2016). Silvopastoral systems in temperate zones of Chile. In P. L. Peri, F. Dube & A. Varella (Eds.), *Advances in Agroforestry-Silvopastoral Systems in Southern South America* (Vol. 11, pp. 183-230). Switzerland: Springer International Publishing.
- Dube, F., & Stolpe, N. (2016). SOM and Biomass C Stocks in Degraded and Undisturbed Andean and Coastal Nothofagus Forests of Southwestern South America. *Forests*, 7(12), 320-340.
- Dube, F., Thevathasan, N. V., Zagal, E., Gordon, A. M., Stolpe, N. B., & Espinosa, M. (2011). Carbon Sequestration Potential of Silvopastoral and Other Land Use Systems in the Chilean Patagonia. In M. B. Kumar & R. P. K. Nair (Eds.), *Carbon Sequestration*

- Potential of Agroforestry Systems: Opportunities and Challenges* (pp. 101-127). Dordrecht: Springer
- Dube, F., Zagal, E., Stolpe, N., & Espinosa, M. (2009). The influence of land-use change on the organic carbon distribution and microbial respiration in a volcanic soil of the Chilean Patagonia. *Forest Ecology and Management*, 257(8), 1695-1704.
- Haynes, R. J. (2005). Labile Organic Matter Fractions as Central Components of the Quality of Agricultural Soils: An Overview. *Advances in Agronomy*, 85, 221-268.
- Jose, S. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems*, 76(1), 1-10.
- Karlen, D., Ditzler, C., & Andrews, S. (2003). Soil quality: why and how? *Geoderma*, 114(3-4), 145-156.
- Lara, A., Little, C., Urrutia, R., McPhee, J., Álvarez-Garretón, C., Oyarzún, C., . . . Arismendi, I. (2009). Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management*, 258(4), 415-424. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.004>
- Lusk, C., Donoso, C., Moya, C., Oyarce, G., Reinoso, R., & Villegas, P. (2001). Decomposition of leaf litter of *Pinus radiata* and three native tree species.
- Matus, F., Amigo, X., & Kristiansen, S. M. (2006). Aluminium stabilization controls organic carbon levels in Chilean volcanic soils. *Geoderma*, 132, 158-168.
- Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Lara, A., & González, M. (2016). Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change*, 1-13.
- Nair, P., Mohan, B., & Nair, V. D. (2009). Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of plant nutrition and soil science*, 172(1), 10-23.
- Nair, P. K. (2011). Agroforestry systems and environmental quality: Introduction. *Journal of Environmental Quality*, 40(3), 784-790.
- Paul, E. (2016). The nature and dynamics of soil organic matter: Plant inputs, microbial transformations, and organic matter stabilization. *Soil Biology and Biochemistry*, 98(Supplement C), 109-126. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.001>
- Pérez, C., Carmona, M., Aravena, J., Fariña, J., & Armesto, J. (2009). Land cover change from primary to secondary lowland forests: effects on tree species composition and C/N

- ratio of litter and soil. In C. Oyarzun, N. Verhoest, P. Boeckx & R. Godoy (Eds.), *Ecological advances on Chilean temperate rainforest* (pp. 5): Academic Press.
- Perez, C., Carmona, M., Farina, J., & Armesto, J. (2009). Selective logging of lowland evergreen rainforests in Chiloe Island, Chile: Effects of changing tree species composition on soil nitrogen transformations. *Forest Ecology and Management*, 258(7), 1660-1668.
- Pérez, C. A., Carmona, M. R., & Armesto, J. J. (2003). Non-symbiotic nitrogen fixation, net nitrogen mineralization and denitrification in evergreen forests of Chiloé Island, Chile: A comparison with other temperate forests. *Gayana. Botánica*, 60, 25-33.
- Peri, P., Bahamonde, H., & Christiansen, R. (2015). Soil respiration in Patagonian semiarid grasslands under contrasting environmental and use conditions. *Journal of Arid Environments*, 119, 1-8.
- Peri, P. L., Dube, F., & Varella, A. (2016). Silvopastoral Systems in Southern South America: On Overview *Silvopastoral Systems in Southern South America* (Vol. 11, pp. 1-8). Switzerland: Springer.
- Rivas, Y., Godoy, R., Valenzuela, E., Leiva, J., Oyarzún, C., & Alvear, M. (2007). Actividad biológica del suelo en dos bosques de *Nothofagus* del centro sur de Chile. *Gayana. Botánica*, 64, 81-92.
- Rivas, Y., Oyarzún, C., Godoy, R., & Valenzuela, E. (2009). Mineralización del nitrógeno, carbono y actividad enzimática del suelo en un bosque de *Nothofagus obliqua* (Mirb) Oerst y una plantación de *Pinus radiata* D. Don. del centro-sur de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 82, 119-134.
- Schmidt, H., Schmidt, A., & Alonso, M. (2013). *Manejo silvopastoril en el renoval de lenga (Nothofagus pumilio)*. El Calafate, Argentina.
- Staelens, J., Ameloot, N., Almonacid, L., Padilla, E., Boeckx, P., Huygens, D., . . . Godoy, R. (2011). Litterfall, litter decomposition and nitrogen mineralization in old-growth evergreen and secondary deciduous *Nothofagus* forests in south-central Chile. *Revista chilena de historia natural*, 84, 125-141.
- Stevenson, F. J., & Cole, M. A. (1999). *Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. (2nd ed.). New York, USA: John Wiley and Sons.

- Trap, J., Bureau, F., Vincelas-Akpa, M., Chevalier, R., & Aubert, M. (2009). Changes in soil N mineralization and nitrification pathways along a mixed forest chronosequence. *Forest Ecology and Management*, 258(7), 1284-1292.
- Valenzuela, E., Leiva, S., & Godoy, R. (2001). Variación estacional y potencial enzimático de microhongos asociados con la descomposición de hojarasca de *Nothofagus pumilio*. *Revista chilena de historia natural*, 74, 737-749.
- Vivanco, L., & Austin, A. (2011). Nitrogen addition stimulates forest litter decomposition and disrupts species interactions in Patagonia, Argentina. *Global Change Biology*, 17(5), 1963-1974.
- Woignier, T., Pochet, G., Doumenc, H., Dieudonné, P., & Duffours, L. (2007). Allophane: a natural gel in volcanic soils with interesting environmental properties. *Journal of Sol-Gel Science and Technology*, 41(1), 25-30.
- Zagal, E., Muñoz, C., Quiroz, M., & Córdova, C. (2009). Sensitivity of early indicators for evaluating quality changes in soil organic matter. *Geoderma*, 151(3-4), 191-198.
- Zagal, E., Rodríguez, N., Vidal, I., & Flores, A. B. (2002). La fracción liviana de la materia orgánica de un suelo volcánico bajo distinto manejo agronómico como índice de cambios de la materia orgánica lábil. *Agricultura Técnica*, 62, 284-296.