

Tesis Doctoral

Evaluación de la alteración y restauración de los ciclos biogeoquímicos en bosques de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego afectados por prácticas de manejo forestal

Mansilla, Paula Romina

2013-03-27

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en digital.bl.fcen.uba.ar. Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in digital.bl.fcen.uba.ar. It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Cita tipo APA:

Mansilla, Paula Romina. (2013-03-27). Evaluación de la alteración y restauración de los ciclos biogeoquímicos en bosques de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego afectados por prácticas de manejo forestal. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.

Cita tipo Chicago:

Mansilla, Paula Romina. "Evaluación de la alteración y restauración de los ciclos biogeoquímicos en bosques de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego afectados por prácticas de manejo forestal". Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2013-03-27.



**Universidad de Buenos Aires
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales**

**Evaluación de la alteración y restauración de los
ciclos biogeoquímicos en bosques de
Nothofagus pumilio de Tierra del Fuego afectados
por prácticas de manejo forestal**

Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires
en el área de Ciencias Biológicas

Paula Romina Mansilla

Director de Tesis: Dra. Alicia Moretto

Director Asistente: Dra. Verónica Pancotto

Consejero de Estudios: Dr. Javier López de Casenave

Lugar de Trabajo: Laboratorio de Ecología Terrestre, Centro Austral de
Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET)

Buenos Aires, 2012

Evaluación de la alteración y restauración de los ciclos biogeoquímicos en bosques de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego afectados por prácticas de manejo forestal

El bosque de *Nothofagus pumilio* (lenga) es el ecosistema boscoso dominante en Tierra del Fuego y constituye el único bosque de explotación maderera de la isla. El uso de estos bosques con fines forestales comenzó en el siglo XIX, y a lo largo de su historia ha sido manejado bajo distintos sistemas de aprovechamiento, siendo la corta de protección el más aplicado. El objetivo general de este trabajo fue evaluar los cambios en la dinámica de nutrientes en bosques de lenga de Tierra del Fuego aprovechados por corta de protección a través de su cronosecuencia, considerando además los sitios de acopio o canchones originados por este sistema, así como también bosques primarios sin intervención como controles. El estudio se realizó en el centro de la provincia de Tierra del Fuego, en la región conocida como ecotono. Las variables analizadas en esta tesis incluyen variables edáficas y microclimáticas, producción, descomposición y liberación de nutrientes de la hojarasca, y disponibilidad, mineralización e inmovilización del nitrógeno del suelo. Las variables físicas del suelo (densidad aparente, profundidad del piso forestal, capacidad de campo) resultaron ser las más afectadas en las áreas intervenidas con canchones. Por el contrario, los reservorios de nutrientes en el suelo no se vieron afectados. Las precipitaciones, la humedad y la temperatura del suelo fueron diferentes entre los sitios intervenidos y los bosques sin intervención. En general, los sitios de 50 años fueron los que presentaron menos diferencias entre tipos de intervención. Tanto la producción de hojarasca como el retorno de nutrientes resultaron menores en los sitios intervenidos más recientemente. La tasa de descomposición fue significativamente menor en los sitios de 1 y 5-10 años respecto a los sitios con más de 50 años desde la intervención, la liberación de los nutrientes desde la hojarasca se vio afectada principalmente por la edad desde la intervención. En general se observó mineralización del nitrógeno del suelo, tanto en ensayos de campo como en laboratorio, siendo afectada principalmente en los canchones.

El efecto de la intervención en los ciclos biogeoquímicos varía en función de los procesos del ecosistema. La producción de hojarasca se recupera más rápido respecto de los procesos que involucran la dinámica de los nutrientes. Este estudio permite profundizar el conocimiento de la dinámica del bosque luego de su aprovechamiento con fines forestales, haciendo hincapié en aspectos poco estudiados hasta el momento.

Palabras clave: lenga, ciclos biogeoquímicos, intervención forestal, producción de hojarasca, descomposición de hojarasca, dinámica del nitrógeno.

Evaluation of the impact and restoration of the biogeochemical cycles in *Nothofagus pumilio* forests in Tierra del Fuego affected by forest management practices

Nothofagus pumilio (lenga) is the most important forest ecosystem on the Tierra del Fuego island, and as such it is the only forest used for timber exploitation. The use of the forest for timber exploitation purposes started in the XIX century and along its history it has been managed under different agroforestry systems, with shelter wood cut being the one most widely applied. The general objective of this research is to assess the changes in the dynamics of nutrients in the *Nothofagus pumilio* forests in Tierra del Fuego through its whole cycle of shelter wood cut management, taking into account stock-piled areas originated by this system, as well as primary undisturbed forests (control forests). The research was conducted in the centre of Tierra del Fuego, in the region known as the ecotone. This thesis analyses variables such as soil and microclimate, production, decomposition, litter nutrient release as well as availability, mineralization and immobilization of soil nitrogen. The soil physical variables (apparent density, soil depth, field capacity) were the most affected by stockpiling. On the contrary, nutrient reservoirs were not affected. Rainfall, humidity and soil temperature in managed sites were different from undisturbed areas. In general, 50 year-old sites presented less difference among the types of intervention. Both litter production and nutrient recovery were lower in sites harvested most recently. Decomposition rate was significantly lower in sites 1 and 5-10 years since harvesting, litter nutrient release was mainly affected by the passing of time since harvesting. In general, soil nitrogen mineralization was observed both in the field as well as in the laboratory with stock-piled areas being more affected. The effect of harvesting on biogeochemical cycles depends on the ecosystem processes. Litter production recovers faster than processes that involve nutrient dynamics. This research focuses on aspects little studied up to now and enables further knowledge into the dynamics of the forest after harvesting for timber exploitation purposes.

Key words: lenga, biogeochemical cycles, forest management, litter production, decomposition of litter, dynamic of nitrogen.

Agradecimientos

En primer lugar quiero agradecer a las personas que me eligieron para la realización de este proyecto, mi directora Alicia Moretto y mi codirectora Verónica Pancotto.

A Alicia Moretto -mi directora de tesis- por su estímulo y su gran ayuda para concretar exitosamente este trabajo, por sus enseñanzas y consejos tanto a nivel académico como personal. Fue sumamente importante ser parte del Laboratorio de Ecología Terrestre en el CADIC, donde recibí una gran contención, innumerables enseñanzas y encontré nuevos amigos.

A Verónica Pancotto-mi codirectora de tesis-, le agradezco su permanente disposición y consejos.

A Julio Escobar, Jazmín Vrsalovic, Natalia Oro Castro, Hernán Dieguez, Carolina Camilion, Noelia Paredes, Luciano Selzer por su buena predisposición y colaboración en la toma de datos a campo y en el laboratorio.

A Maria Vanessa Lencinas quien me recibió el primer día en el CADIC, y además compartió conmigo su conocimiento sobre la flora de Tierra del Fuego.

A Rosina Soler, Laura Fasola, María Luisa Carranza, Luis Banegas y Cristian Capello que me brindaron ayuda tanto en consultas, viajes y hospedaje relacionados con esta tesis.

Además fue muy valioso contar con el apoyo institucional del Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET) por lo cual agradezco a todo su personal. Asimismo, fue muy importante la colaboración logística ofrecida por la Dirección de Recursos, quien en muchas oportunidades nos prestó sus instalaciones en la Reserva Corazón de la Isla; la gente de Ea. Ushuaia, Fabián Jaras y Ea. Ewan y Ea. Los Cerros.

Finalmente agradezco el inmenso cariño y apoyo de mis padres Marta y Julio, mi abuela Nina, mis hermanos Nahuel y Cuchu, y especialmente a mi compañero de ruta, Augusto, por todo su amor, confianza y apoyo.

A mi abuela Nina
con mucho cariño

Índice General

Resumen	ii
Abstract	iv
Agradecimientos	vi
Dedicatoria	vii
Capítulo 1: Introducción General	1
Antecedentes.....	1
<i>Ciclos biogeoquímicos y el bosque</i>	2
<i>Los bosques de Nothofagus sp.</i>	5
<i>Los bosques de lenga y el aprovechamiento forestal</i>	8
<i>Cambios provocados por las intervenciones forestales</i>	12
Hipótesis y objetivos.....	14
Estructura de la tesis.....	15
Capítulo 2: Descripción del área de estudio y diseño experimental	17
Ubicación.....	17
Clima.....	19
Suelo.....	19
Vegetación.....	21
Diseño experimental y selección de sitios.....	24
Caracterización de los sitios de estudio.....	26
Capítulo 3: Variables edáficas y microclimáticas	28
Introducción.....	28
Hipótesis y Objetivos.....	31
Metodología.....	32
<i>Variables edáficas</i>	32
<i>Variables microclimáticas</i>	33

<i>Análisis estadístico</i>	34
Resultados.....	35
<i>Variables edáficas</i>	35
<i>Variables microclimáticas</i>	43
Discusión.....	46
Capítulo 4: Producción y calidad de hojarasca	51
Introducción.....	51
Hipótesis y Objetivos.....	53
Metodología.....	53
<i>Establecimiento del ensayo</i>	53
<i>Producción de hojarasca</i>	54
<i>Compartimentos de la hojarasca</i>	55
<i>Calidad de la hojarasca</i>	55
<i>Análisis estadístico</i>	56
Resultados.....	57
<i>Producción de hojarasca</i>	57
<i>Compartimentos de la hojarasca</i>	58
<i>Calidad de la hojarasca</i>	59
Discusión.....	64
Capítulo 5: Descomposición de la materia orgánica y liberación de nutrientes	68
Introducción.....	68
Hipótesis y Objetivos.....	71
Metodología.....	71
<i>Establecimiento del ensayo</i>	71
<i>Descomposición de la materia orgánica</i>	73
<i>Concentración y dinámica de nutrientes</i>	73
<i>Análisis estadístico</i>	75
Resultados.....	76

<i>Descomposición de la materia orgánica</i>	76
<i>Concentración y dinámica de nutrientes</i>	79
Discusión.....	87
Capítulo 6: Disponibilidad mineralización e inmovilización del nitrógeno del suelo	93
Introducción.....	93
Hipótesis y Objetivos.....	95
Metodología.....	96
<i>Disponibilidad y mineralización de N a campo</i>	96
<i>Mineralización de N en laboratorio</i>	98
<i>N retenido en la biomasa microbiana</i>	99
<i>Análisis estadístico</i>	100
Resultados.....	100
<i>Disponibilidad y mineralización de N a campo</i>	100
<i>Mineralización de N en laboratorio</i>	104
<i>N retenido en la biomasa microbiana</i>	106
Discusión.....	108
Capítulo 7: Consideraciones finales y Conclusiones	112
Bibliografía	116
Publicaciones surgidas de esta tesis	133
ANEXO 1	136
ANEXO 2	138
ANEXO 3	140

Capítulo 1

Introducción general

Antecedentes

Los bosques desempeñan un papel clave en el cambio climático ya que acumulan gran cantidad de carbono en la biomasa viviente, la madera muerta, el suelo del bosque y el suelo mineral. Dependiendo de los cambios producidos en la vegetación y de su uso, pueden pasar de ser sumideros a ser fuentes de carbono, dependiendo de la relación acumulación/ pérdida de carbono por descomposición, respiración o cosecha (Houghton et al. 1999, Nabuurs et al. 2008).

Actualmente, los bosques abarcan unas 4000 millones de hectáreas, representando cerca del 31% de la superficie total de nuestro planeta (FAO 2010), siendo Europa (considerando Rusia) y Sudamérica, los continentes con mayor porcentaje de áreas boscosas en el mundo.

Distintos intereses, entre ellos la expansión de la producción agrícola y la deforestación, han llevado a la reducción de los bosques en el mundo, con tasas de desmonte de 5,2 millones de hectáreas en el período 2000-2010 (FAO 2010). Desde un comienzo las prácticas silvícolas consideraban al bosque como un recurso únicamente maderero, esta visión fue cambiando a partir de la década del 70 en donde a nivel mundial se comenzaron a revisar de forma crítica las prácticas forestales en respuesta al reconocimiento de los servicios ecosistémicos y sociales que brinda el bosque

(además de los productos madereros), como son la mantención de los recursos hídricos, suelos y estabilidad atmosférica; su papel en la protección de la biodiversidad, y la mayor sensibilidad de la sociedad a los valores estéticos y recreacionales.

Bajo esta nueva visión, en la que el concepto de “rendimiento forestal sostenido” es sustituido por el de “gestión del ecosistema”, se hace necesario reconocer que el funcionamiento de un ecosistema incluye diversos componentes, entre ellos la circulación de materia y energía entre los organismos y el medio físico, las interacciones entre los organismos que lo integran, y sus respuestas a las perturbaciones naturales. En particular, el ciclo de los elementos en los ecosistemas forestales es un proceso integrador que reúne a la mayoría de las otras funciones del ecosistema, es por ello que estos ciclos tienen un papel relevante en la interpretación y el análisis de las implicancias del manejo del bosque a escala ecosistémica.

Ciclos biogeoquímicos y el bosque

En ecosistemas con bajo aporte atmosférico y escasos nutrientes proveniente de las rocas, la mayoría de los requerimientos anuales de nutrientes del bosque es suministrado por la descomposición de materiales muertos en el suelo y por la toma directa de los nutrientes orgánicos a través de las asociaciones micorrícicas (Jones et al. 2005). El principal aporte de la materia orgánica del suelo proviene de la biomasa aérea de las plantas, comúnmente denominada hojarasca (Vitousek et al. 1994). Las hojas y las raíces finas contienen sólo una pequeña parte del contenido de nutrientes de la biomasa total arbórea; sin embargo es el compartimento de mayor importancia ya

que el crecimiento, muerte y sustitución de estos tejidos son los que determinan en gran medida el ciclo anual de nutrientes dentro del sistema (Cole & Rapp 1981).

Estos nutrientes pueden ser absorbidos por las plantas sólo en sus formas inorgánicas, por lo que el proceso de mineralización es el principal proceso donde se transforman los nutrientes de las formas orgánicas a las inorgánicas, forma disponibles para las plantas (Figura 1.1).

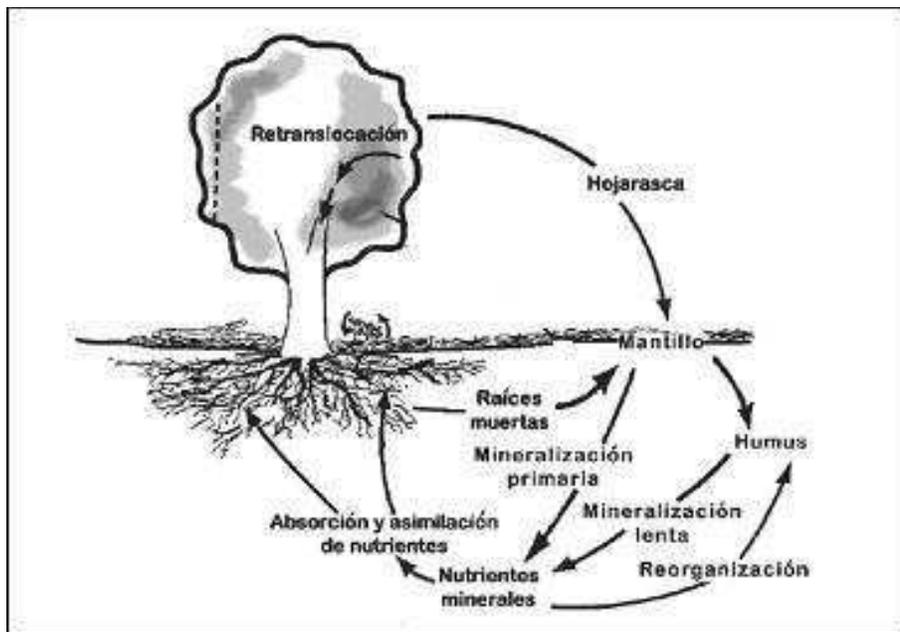


Figura 1.1. El ciclo biogeoquímico de nutrientes en un bosque está formado por los flujos dentro de las plantas, y los flujos entre la comunidad biótica y el suelo (figura adaptada de Imbert et al. 2004).

La dinámica de los nutrientes en el ecosistema es particular para cada nutriente. El nitrógeno (N) está fuertemente ligado al carbono (C), y circula de un compartimento a otro dependiendo de la transferencia de C o de la liberación de N por mineralización (Cole & Rapp 1981). El fósforo (P) es un elemento poco móvil, no se encuentra en estado libre en la naturaleza, sino que se halla combinado debido a su elevada facilidad

de oxidación. El ciclo del calcio (Ca) es relativamente lento dentro de un ecosistema, y su reciclado dentro del árbol es casi inexistente. El potasio (K) no se asocia con estructuras orgánicas y circula en forma básicamente independiente del C, lavándose rápidamente de la hojarasca descompuesta. Su tasa de circulación es rápida comparada con la de otros elementos (Cole & Rapp 1981). La dinámica de estos dos nutrientes catiónicos (Ca y K) están en contraste con el P y N, que son inmovilizados como principales constituyentes de la materia orgánica del suelo o de la biomasa microbiana durante la descomposición (Osono & Takeda 2004).

Las principales transformaciones biogeoquímicas son realizadas por hongos y bacterias en el suelo. Los microorganismos pueden actuar como sumideros, cuando acumulan nutrientes en su biomasa (inmovilización) o fuentes (mineralización) de carbono y nutrientes, controlando la disponibilidad de nutrientes para la vegetación (Imbert et al. 2004). Los principales nutrientes que limitan el crecimiento microbiano son el N y el P.

Al considerar el estudio de los ciclos biogeoquímicos, los bosques templados del hemisferio sur, y en particular los de Patagonia, constituyen un ambiente privilegiado para realizar investigaciones, ya que están libres de contaminación atmosférica, y por ello son, principalmente los procesos bióticos y abióticos no antropogénicos, los que regulan los ciclos internos y la exportación de nutrientes del ecosistema (Pérez et al. 2003).

Los bosques de Nothofagus sp

A nivel mundial, los bosques de *Nothofagus* tienen gran importancia ya que son de los últimos bosques templados nativos poco manejados en el hemisferio sur (Martínez Pastur et al. 2009). Varias especies de este género forman importantes masas forestales en Nueva Zelanda, sur de Australia, Tasmania, Nueva Caledonia, Nueva Guinea, Chile y Argentina.

En Sudamérica es posible encontrar nueve de las treinta y cuatro especies de *Nothofagus* que se conocen en la actualidad, las mismas forman parte del denominado Bosque Subantártico o Bosque Andino-Patagónico de Argentina y Chile (Romero 1988), limitado a una angosta e irregular faja en la parte austral de la Cordillera de los Andes. En nuestro país el género *Nothofagus* se extiende desde la provincia de Neuquén hasta Tierra del Fuego ($36^{\circ} 50'S$ hasta los $55^{\circ}00'S$) (Figura 1.2), presentando a lo largo de su distribución una marcada diferencia en cuanto al desarrollo de los fustes y al límite altitudinal, que varía desde los 1800-2000 m.s.n.m al norte, a la altura del paralelo 40° , hasta el nivel del mar o los 500 m.s.n.m., poco antes del paralelo 55° (Tortorelli 2009).



Figura 1.2. Distribución del género *Nothofagus* en Patagonia (Adaptado de Dimitri 1972).

En Tierra del Fuego el género está representado por el guindo (*N. betuloides* (Mirbel) Oerst, especie perenne o siempreverde), lenga (*N. pumilio* (Poepp & Endl) Krasser) y ñire (*N. antarctica* (Foster) Oerst) (especies caducifolias o deciduas), las cuales abarcan una superficie de 712 mil hectáreas (Collado 2001). El 45% de esta superficie total corresponde a masas puras de lenga (Collado 2001), de las cuales sólo el 63% (30% de la masa boscosa total) pueden considerarse productivas (Collado 2001) (Figura 1.3). La lenga se destaca por formar el ecosistema terrestre boscoso dominante y constituir los mejores bosques madereros de la isla, siendo el principal recurso forestal aprovechable a gran escala en el que se basa parte de la economía regional (Martínez Pastur & Fernández 1994, Garib 1996, Dirección de Bosques 2011).



Figura 1.3. Bosque productivo de lenga. La mayoría de los rodales aprovechados comercialmente poseen una altura dominante de 20,5 a 24,0 m al llegar a la fase de envejecimiento (Martínez Pastur et al. 1999), según la clasificación de fases de desarrollo propuesta por Schmidt & Urzúa (1982).

Al igual que en el resto de Patagonia, en Tierra del Fuego la producción de madera es realizada por pequeñas y medianas empresas, que mayoritariamente comercializan a nivel local y extraregional (Bava 2003). Más del 50% de la producción de lenga fueguina es usada para material de construcción, principalmente encofrados y carpintería. El resto de la producción, mayormente de madera corta, es destinada a la industria local de la mueblería, o para la producción de listones, tableros, finger-joint, pisos de parquet (Martínez Pastur et al. 2000) y pallets (Romano & Jaras 2010).

Desde una perspectiva ecológica, los bosques deciduos de *Nothofagus* sp de Tierra del Fuego se caracterizan por tener una tasa de descomposición lenta (Moretto & Romina 2004, Frangi et al. 2005). La reserva de nutrientes en la hojarasca puede

exceder la de la biomasa en pie, ya que los leños tienen baja concentración de nutrientes (Godeas et al. 1985, Ritcher & Frangi 1992). Además, presentan una importante cantidad de materia orgánica en el compartimiento de hojarasca y raíces finas en los primeros centímetros de suelo, los cuales tienen un papel relevante en el aporte de nutrientes a corto plazo (Ritcher & Frangi 1992). La mineralización es baja, presentando una marcada tendencia a la inmovilización, en especial del N y P (Moretto et al. 2005).

Los bosques de lenga y el aprovechamiento forestal

A diferencia de Patagonia Norte, en el que se cultivan especies exóticas de rápido crecimiento (principalmente pino); en Tierra del Fuego, los aprovechamientos forestales se basan exclusivamente en especies nativas de crecimiento lento, siendo, como se mencionó anteriormente, la lenga el principal recurso forestal. La actividad forestal en la provincia comenzó desde principios de la colonización europea hacia fines del siglo XIX. En todo este período el aprovechamiento del bosque se ha ido desplazando desde Ushuaia y costa del canal Beagle hacia el noreste (Lago Escondido). Posteriormente la actividad se desplazó a la margen sur del lago Fagnano, y en los últimos años se ha desplazado hacia el este, llegando hoy a más de 50 km de la localidad de Tolhuin, ubicada en la cabecera oriental del lago mencionado, y a escasos 20 km del océano Atlántico (Collado et al. 2008). El aprovechamiento de estos bosques se ha focalizado en los bosques estatales más accesibles y en los de mejor calidad de sitio, sin una idea de manejo sustentable (Gea-Izquierdo et al. 2004, Martínez Pastur & Lencinas 2005).

Las propuestas de manejo han cambiado con el paso del tiempo, históricamente se proponía la extracción de los mejores ejemplares del bosque (floreos) dejando un bosque incompletamente aprovechado y degradado económicamente; a partir de la década del sesenta se propuso la aplicación de talas rasas, o cortas de selección más intensas que las actuales, que fueron aplicadas con éxito en grandes superficies (Martínez Pastur & Lencinas 2005), aunque el floreo no dejó de ser el método de extracción de mayor aplicación. Posteriormente, hubo un cambio de perspectiva con respecto al manejo del bosque, desde posturas en que se priorizaban los valores económicos y empresariales hasta los más actuales en donde se valorizan parámetros biológicos, conservacionistas, sociales y de uso múltiple, que tienden a la protección del medio ambiente. Es desde este punto de vista, que las propuestas silvícolas actuales para *Nothofagus pumilio* proponen abrir lo suficiente el dosel como para estimular el crecimiento de las plántulas (Martínez Pastur et al. 2000), debido a que esta especie tiene tolerancia media a la sombra (Rusch 1992) y posee ciclos de regeneración en bosquetes debido a la mortalidad natural de los árboles (Rebertus & Veblen 1993).

En la actualidad, se aplica principalmente el sistema de corta de protección (Figura 1.4). Este método, que simula la dinámica natural de la especie, consiste en la extracción gradual del bosque mediante varias cortas parciales sucesivas. En una primera intervención se cosecha una fracción de árboles del orden del 50%. Esta apertura favorece el establecimiento de la regeneración natural. Los árboles que permanecen en el lugar constituyen el dosel de protección, cuya función es proporcionar semillas y condiciones ambientales apropiadas para el desarrollo de las

nuevas plantas. Este dosel de protección puede ser eliminado posteriormente en una o varias cortas sucesivas hasta la corta final (Schmidt & Urzúa 1982). Como resultado final, ocurre la homogeneización de la masa forestal con un gran beneficio económico, a la vez que la mantienen en un estado de máxima producción (Schmidt & Urzúa 1982).

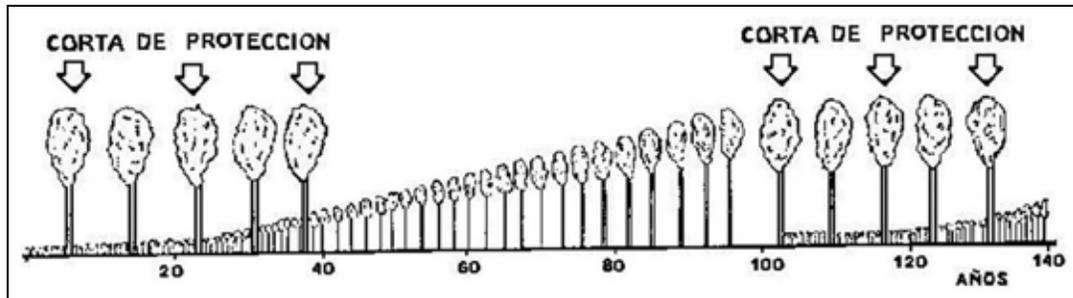


Figura 1.4. Representación de una corta de protección, en donde se indican las intervenciones (flechas) a través de los años hasta la corta final (en este esquema, aproximadamente a los 40 años desde la primer corta), y cómo iría regenerándose el bosque al cabo de un período de 100 años, luego del cual el bosque podría volver a intervenir.

Sin embargo, este modelo teórico se aleja mucho de lo que ocurre en la práctica, debido a que la aplicación de la primera corta raramente se aplica correctamente y hasta el presente sólo se ha implementado el primer corte, formándose bosques secundarios que difícilmente se conviertan en bosques productivos (Figura 1.5).



Figura 1.5. Bosque de lenga cortado hace aproximadamente 30 años, en estado de latizal. Son bosques considerados como improductivos, debido a los valores muy bajos en el diámetro a la altura del pecho (DAP) en relación a su altura.

En los últimos años, se comenzó a aplicar un sistema de manejo forestal conocido como retención variable, en el que se efectúan cortes más intensos que en la corta de protección, pero se conservan áreas de bosques primarios, manteniendo la biodiversidad original (Martínez Pastur et al. 2004, Lencinas et al. 2009, Lencinas et al. 2011) y parte de la heterogeneidad natural del bosque maduro (Martínez Pastur et al. 2009).

Conjuntamente con los cambios de método de intervención forestal aplicado, ocurrieron cambios en la tecnología empleada, pasando desde sierras manuales y bueyes a motosierras, tractores y finalmente máquinas de arrastre o tractores

forestales (skidder en inglés). Según Gea-Izquierdo et al. (2004) a pesar de estos cambios en las políticas de manejo y en la tecnología utilizada, la provincia no ha tenido cambios significativos en cuanto al manejo del bosque en las últimas 4 décadas. La intensidad del aprovechamiento, tanto en cantidad de árboles cosechados como en calidad de los mismos, no ha variado significativamente desde la década del 60' al 90' (Gea-Izquierdo et al. 2004), siendo la tasa de extracción de este período aproximadamente de 906 ha anuales. Durante el período 2002-2006 (960 ha/año) tampoco se registraron grandes cambios respecto al período anterior, aunque desde el 2006 la tasa de extracción se redujo considerablemente a 525 ha, observándose además una estabilización en la tasa de corte y un incremento del rendimiento por unidad de superficie (Dirección de Bosques 2011).

Cambios provocados por las intervenciones forestales

Las prácticas de manejo del bosque afectan directamente a la vegetación, generando cambios no sólo en el paisaje sino también en las condiciones microclimáticas (radiación, precipitación, temperatura, etc.) y del suelo (nutrientes, materia orgánica, propiedades físicas, etc) (Reader & Bricker 1992, Lewis & Whitfield 1999). Los cambios en la entrada de radiación al suelo, provocan aumentos de temperatura y disminución de la humedad (Chen et al. 1993, Barg & Edmonds 1999, Nauertz et al. 2004), que repercuten no sólo en el proceso de descomposición (Prescott 2002, Palviainen et al. 2004), y en la dinámica del carbono y de los nutrientes (Bauhus et al. 1995, Piirainen et al. 2002), sino también en la regeneración del bosque (Yoshida et al. 2005). Por otro lado, la alteración del suelo afecta la incorporación de la materia

orgánica, el ciclado de nutrientes, y la disponibilidad de agua entre otros factores, afectando en forma directa a la dinámica y productividad de los sistemas terrestres (Knoepp & Swank 1994, 1997; Jurgensen et al. 1997, Prescott 2002). En particular, el conocimiento sobre los ciclos de nutrientes es crucial para el desarrollo de las prácticas de manejo sustentable (Jorgensen et al. 1975), ya que conociendo el efecto de la remoción vegetal, tanto del material fino como el grueso, sobre el ciclo y el reservorio de nutrientes del ecosistema, se puede determinar la viabilidad de las prácticas de manejo en el sitio (Cole & Rapp 1981, Powers et al. 1990, Larsen 1995).

En Tierra del Fuego, el impacto que genera la corta de protección sobre algunos de los componentes de los bosques de lenga ha sido puntualmente estudiado. Se observó que afecta la estructura arbórea, tanto horizontal como vertical (Martínez Pastur et al. 2000), la diversidad del sotobosque (Lencinas 2005, Martínez Pastur et al. 2002), las condiciones microclimáticas (Caldentey et al. 1999-2000), la diversidad de mamíferos (Martínez Pastur et al. 1999b, Pulido et al. 2000), aves (Deferrari et al. 2001) e insectos (Spagarino et al. 2001, Lencinas 2005), los ciclos y la disponibilidad de nutrientes (Caldentey et al. 1998, Caldentey et al. 2001), y el ramoneo del ganado doméstico y guanacos sobre la regeneración y el sotobosque (Skrut et al. 1997, Martínez Pastur et al. 1999a,b, Rodríguez et al. 1999; Pulido et al. 2000). Los estudios focalizados en bosques secundarios de *Nothofagus pumilio* son escasos (Martínez Pastur et al. 2001, Peri et al. 2002), y ninguno de ellos analiza la evolución luego de la aplicación del sistemas de manejo a pesar de la importancia que tiene para los futuros planes de manejo. Además, asociado a las áreas de corta, se encuentran zonas destinadas a sitios de acopio y caminos conocidas comúnmente como canchones,

donde el impacto es más severo y la recuperación del bosque es mucho más lenta (Schmidt et al. 1992, Vatasan 1983), y en donde tampoco se han realizado estudios exhaustivos. Por otro lado, se desconoce el efecto sobre las propiedades físico-químicas del suelo y sobre la dinámica de nutrientes, además de ignorarse cómo es la respuesta del bosque de *Nothofagus* a las prácticas de manejo implementadas en el tiempo.

Conocer como varían la producción, descomposición y liberación de nutrientes de la hojarasca, y la disponibilidad, mineralización e inmovilización del nitrógeno del suelo, en los sitios intervenidos, permitirá profundizar el conocimiento de la dinámica del bosque luego de su aprovechamiento con fines forestales, desde un punto de vista antes no tratado.

Hipótesis y Objetivos

La hipótesis de trabajo se basa en que el aprovechamiento forestal corta de protección aplicado en los bosques de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego genera cambios en el ciclo biogeoquímico de los nutrientes, a través de alteraciones que ocurren tanto a nivel de estructura del suelo y microclima como así también en características del ecosistema forestal; que irían desapareciendo con los años hasta restaurarse a condiciones semejantes a los de rodales prístinos al cabo de períodos prolongados de tiempo.

El objetivo general de este trabajo de tesis es evaluar los cambios que se producen en el suelo, en el microclima y en la dinámica del carbono y de los nutrientes en bosques de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego aprovechados por corta de

protección a través de su cronosecuencia. Los objetivos particulares que se desprenden de éste son:

- 1) Evaluar cambios en las variables edáficas y microclimáticas;
- 2) Evaluar la producción y calidad de hojarasca;
- 3) Evaluar la descomposición de la materia orgánica foliar y la liberación de nutrientes;
- 4) Evaluar la dinámica (mineralización- inmovilización) del nitrógeno del suelo

Los objetivos planteados se evaluarán en bosques aprovechados por corta de protección, afectados por las prácticas de extracción y se utilizarán como situación control, bosques primarios no intervenidos.

Estructura de la Tesis

Esta tesis está organizada en siete capítulos, a lo largo de los cuales busco profundizar en el conocimiento del efecto del aprovechamiento forestal en los distintos compartimentos que determinan la continuidad del bosque de lenga como tal. El Capítulo siguiente describe la metodología general utilizada, el diseño experimental que es común a los restantes capítulos, las características del sitio de estudio y en particular la estructura forestal de cada sitio. A continuación, cada capítulo contiene implicancias particulares, por lo que el contenido se presenta dividido en introducción, metodología, resultados y discusión. En el Capítulo 3 analizo la influencia de los tratamientos considerados sobre las principales variables microclimáticas como la temperatura del aire y del suelo, la humedad y la precipitación a lo largo del año y las

variables edáficas como densidad y materia orgánica, entre otras. En el Capítulo 4, evalúo la producción de hojarasca discriminada en 4 compartimentos durante dos años y calidad de la misma en los períodos de máxima caída. En el Capítulo 5, utilizando hojas senescentes de lenga evalúo el efecto de los tratamientos sobre la descomposición de la materia orgánica y la dinámica de los principales nutrientes durante un período de 21 meses; el Capítulo 6 hace referencia a la dinámica del nitrógeno del suelo, evaluando la disponibilidad, su mineralización real y potencial y su inmovilización por la biomasa microbiana. En el último Capítulo se presentan las consideraciones finales, integrando los resultados de los capítulos previos y las conclusiones generales de la tesis. Finalmente se presenta la bibliografía citada, y se anexa un apéndice con tablas y el listado de las publicaciones surgidas de esta tesis.

Capítulo 2

Descripción del área de estudio y diseño experimental

Ubicación

El área de estudio se encuentra ubicado en el centro de la provincia de Tierra del Fuego, Argentina ($54^{\circ} 40' S$, $67^{\circ} 35' O$), en el ecotono fueguino (Figura 2.1). Esta región ecológica ocupa aproximadamente 690.000 ha, representando el 33,11% de la superficie argentina de la Isla Grande de Tierra del Fuego.

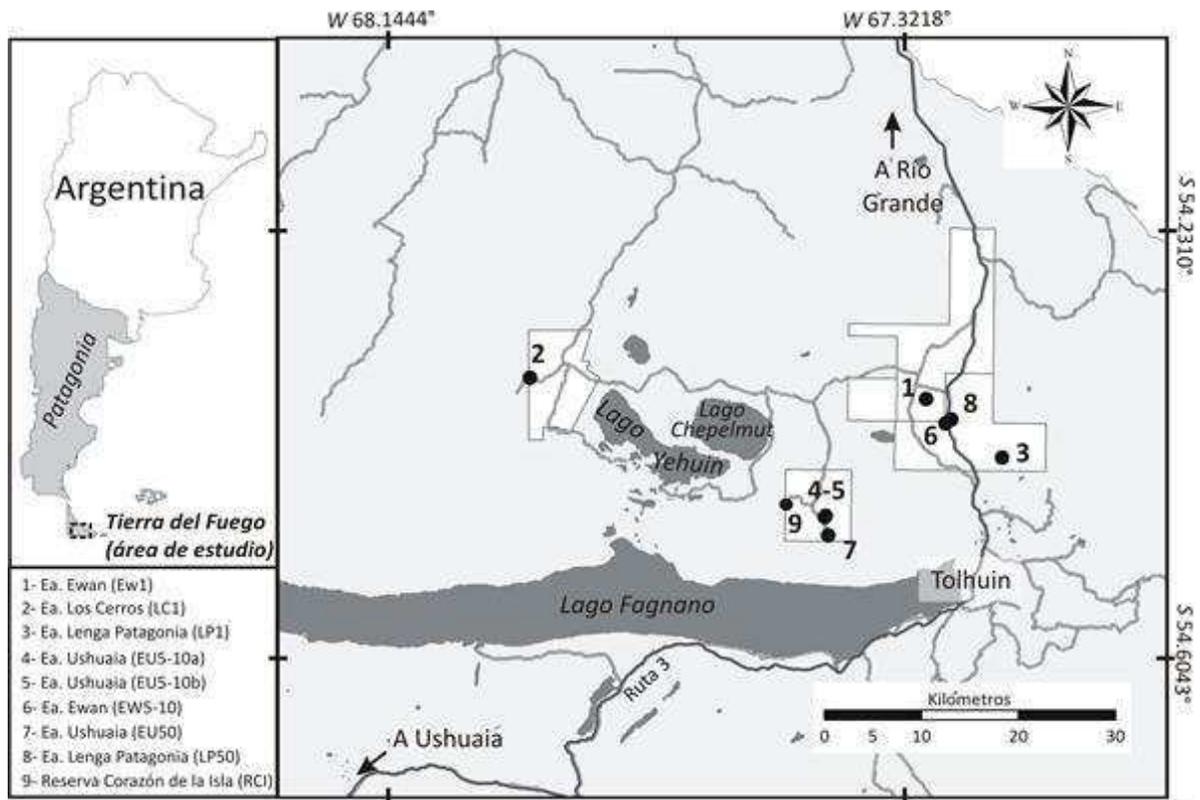


Figura 2.1. Ubicación del área de estudio. Los puntos indican las diferentes estancias y la Reserva Corazón de la Isla con prácticas de manejo donde realizo el muestreo.

Presenta un relieve donde alternan serranías de mediana y baja altura y grandes valles de dirección sudoeste-noreste. Es característica la presencia de bosques de lenga, ñire o mixtos, que se alternan con áreas de estepa húmeda y extensas vegas de ciperáceas, que en zonas más deprimidas dan lugar a turberas (Loeckemeyer et al. 2005) (Figura 2.2). Actualmente alrededor del 70% de los bosques productivos de la provincia se concentran en esta región, dado que históricamente el aprovechamiento se centró principalmente sobre los bosques fiscales de la región cordillerana sur (Bava et al. 2005, Collado 2007).

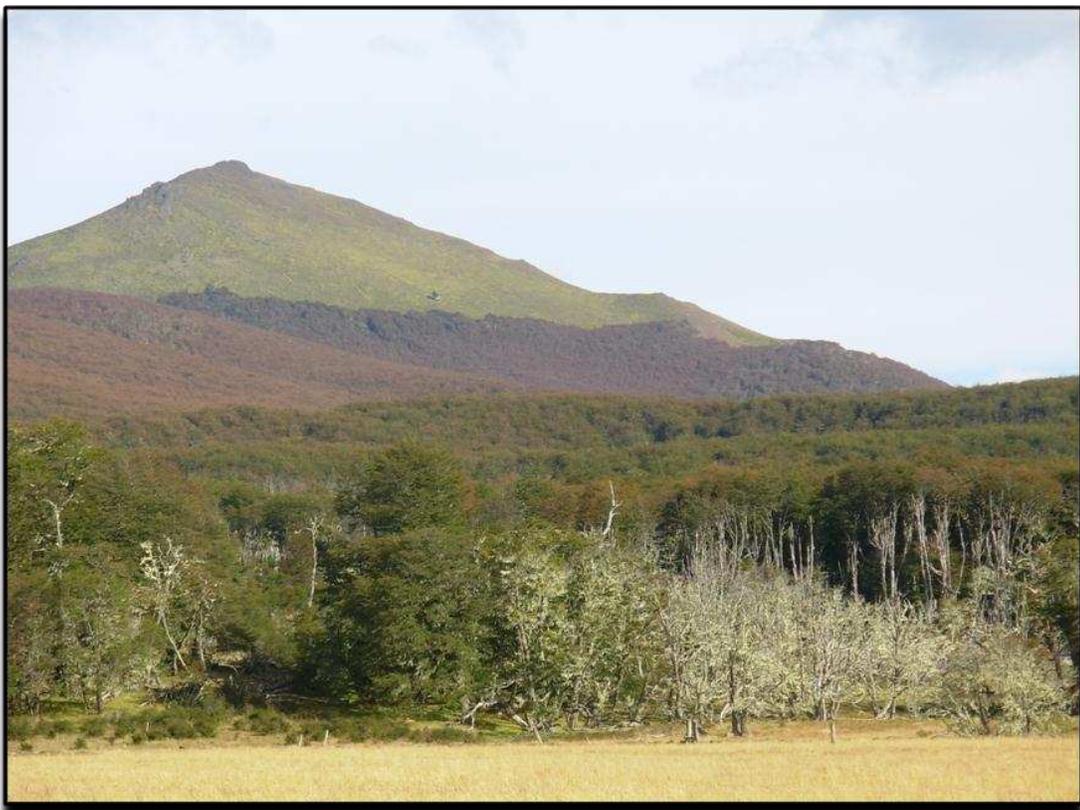


Figura 2.2. Paisaje característico de la zona del ecotono fueguino. Foto tomada a comienzos del otoño; se observa pastizal/vega, seguido de una pequeña franja de bosque de ñire y a continuación una extensión de bosque de lenga hasta el tree-line (aproximadamente 600 m.s.n.m) y pastizal de altura.

Clima

El clima en la región es subhúmedo oceánico, con temperatura media anual máxima de 9,4 °C y mínima de 1,9°, con veranos cortos y fríos, e inviernos con abundantes nevadas y heladas (Schwerdtfeger 1976, Burgos 1985). La temperatura media mensual varía entre -2,5 y -3°C en julio, y 6,6 y 10°C en enero, produciéndose la máxima absoluta en el mes de enero (21 a 24°C) y la mínima absoluta en junio (-11 a -13°C) (Vukasovic et al. 2004). Las lluvias se distribuyen uniformemente a lo largo del año (Tuhkanen et al. 1989-1990), siendo la precipitación media anual de 460 mm (Iturraspe et al. 1989). Los vientos predominantes en esta zona se producen en sentido oeste-este, observándose variaciones estacionales en cuanto a la velocidad que alcanzan, siendo menor en los meses invernales e incrementándose en la primavera (Martínez Pastur et al. 2009). La velocidad promedio anual del viento es 8 km h⁻¹ fuera del bosque, pudiendo alcanzar los 100 km h⁻¹ durante las tormentas (Barrera et al. 2000, Martínez Pastur et al. 2009).

Suelo

Los suelos de la región presentan gran complejidad, ya que poseen una enorme variabilidad en geformas y materiales principalmente de origen glaciario. Los órdenes que pueden encontrarse son Molisoles, Entisoles, Inceptisoles, Espodosoles e Histosoles (Panigatti 2010), y han sido caracterizados por varios autores (Frederiksen 1988, Tuhkanen et al. 1989-1990, Donoso 1990, Godagnone & Irisarri 1990, INTA 1991), sin embargo no existen estudios exhaustivos de los suelos forestales de la región. En líneas generales, son de escaso desarrollo, con altos volúmenes de

pedregosidad, baja capacidad de agua aprovechable, drenaje interno restringido, alta acidez, baja disponibilidad de elementos nutritivos y altos niveles de aluminio, todos factores limitantes de la fertilidad del suelo (Arroyo et al. 1995, Gerding et al. 1995, Gerding & Thiers 2002).

Las texturas son francas o franco-arenosas con una matriz de gravas finas. El perfil del suelo típico se caracteriza por presentar varios horizontes. El primero de ellos corresponde al horizonte orgánico (O) generado por la biomasa aérea aportada por la vegetación, y comúnmente conocido como piso forestal, en el cual se distinguen tres capas, que se diferencian en cuanto al grado de descomposición que presenta la materia orgánica. Seguidamente encontramos un horizonte (A) muy desarrollado, con alto contenido de materia orgánica y bajo porcentaje de saturación en bases; en algunos casos un horizonte eluvial (E), formado en un proceso de podsolización y un horizonte B, que ocupa gran parte del perfil. Éstos se desarrollan sobre un horizonte C o un 2C, este último de textura más gruesa y diferente mineralogía que el C suprayacente (Bravo et al. 2002). La caracterización geoquímica realizada en suelos de la zona ecotonal, revela que éstos son ligeramente ácidos en los horizontes O y A (pH en agua 5.5-6.0), y más ácidos en los horizontes B y C (pH en agua <5.0). El contenido de carbono orgánico es muy elevado en los horizontes superficiales (10-38%), disminuyendo acusadamente con la profundidad, tendencia que también presentan el nitrógeno total y el fósforo disponible (Novoa-Muñoz et al. 2008).

Vegetación

Los bosques estudiados corresponden a bosques puros de *Nothofagus pumilio* (lenga). Es una especie decidua, que pierde sus hojas durante el otoño. Presenta una tasa de crecimiento baja, pudiendo llegar a 150 cm de DAP (diámetro a la altura del pecho) y 30 m de altura en los mejores sitios (calidad de sitio tipo I) (Fernández et al. 1993, Martínez Pastur et al. 1997). El dosel de copas presenta una alta cobertura, disminuyendo la cantidad de luz que llega al suelo del bosque cuando este posee hojas. Se clasifica como heliófila (Costantino 1950) y presenta una alta regeneración natural (puede llegar a más de 500.000 plántulas por hectárea) (Schmidt 1989). La regeneración se localiza en claros o en pequeños huecos abiertos en el bosque (gaps) producto comúnmente de la caída individual o masiva de árboles por efecto de fuertes vientos o de la nieve (Wardle 1984, Donoso 1993), que pueden voltear áreas de 1 km² o más (Rebertus & Veblen 1993). Se reproduce principalmente por semillas, con ciclos de semillazón cada 6-8 años aproximadamente, con producciones que llegan hasta 15 millones de semillas por hectárea (Schmidt et al. 1995). No forma bancos de semillas permanentes; en su lugar presenta extensivos bancos de plántulas, que pueden persistir hasta por 25 años en estado de semilatenencia a la sombra de los árboles padres o del sotobosque (Cuevas & Arroyo 1999), siendo capaces de reaccionar muy bien ante la corta o el raleo de los árboles (Ritcher & Frangi 1992, Martínez Pastur et al. 1999a).

Los bosques de lenga en general, se presentan en forma de un mosaico de rodales, que son el producto de los distintos tipos de bosques, sitios y fases de desarrollo. Schmidt & Urzúa (1982) diferencian cuatro fases en el desarrollo de la

lenga. Las fases juveniles se denominan de “crecimiento óptimo inicial” (COI) que abarca desde la instalación de la regeneración (0 años) hasta los 40 años de edad, y de “crecimiento óptimo final” (COF), que se extiende desde los 40 a los 120 años. En estas fases juveniles el número de individuos por hectárea es elevado (1.000 a 30.000 árboles), la cobertura de copas es alta (90%) y hay un elevado porcentaje de residuos orgánicos, en distinto grado de descomposición en el suelo. A medida que los árboles maduran y pasan a la “fase de envejecimiento” (desde los 120 a los 250 años de edad) el número se estabiliza en 500 a 600 árboles por hectárea, con lo que el dosel se abre a un 75% de cobertura. Finalmente, los bosques en la última fase de desarrollo denominada “desmoronamiento” (de más de 250 hasta casi 500 años de edad) presentan una cobertura del dosel menor (65-70%), con manifiestos síntomas de degradación biológica (enfermedades, pudriciones y destrucción gradual de las copas). Esta situación de bosques “sobremaduros” o “envejecidos” es muy frecuente en Tierra del Fuego, cuyos árboles presentan una edad promedio superior a los 300 años.

El sotobosque de estos bosques es bastante pobre en especies (Figura 2.3) y en cobertura de las mismas en relación a otros bosques templados del mundo, estando representado principalmente por los géneros *Osmorhiza*, *Dysopsis*, *Viola*, *Adenocaulon*, *Galium*, *Blechnum*, y *Ranunculus* en sitios cerrados, y *Cardamine*, *Gunnera*, *Senecio*, *Cotula*, *Rubus*, *Acaena* y *Schizeilema* en sitios abiertos y húmedos (Moore 1983). Además, existen numerosas especies exóticas con un alto grado de dispersión, entre ellas se encuentran *Cerastium fontanum*, *Rumex acetosella*, *Veronica serpyllifolia* y *Taraxacum officinale* (Moore & Goodall 1977, Collantes & Anchorena 1993).

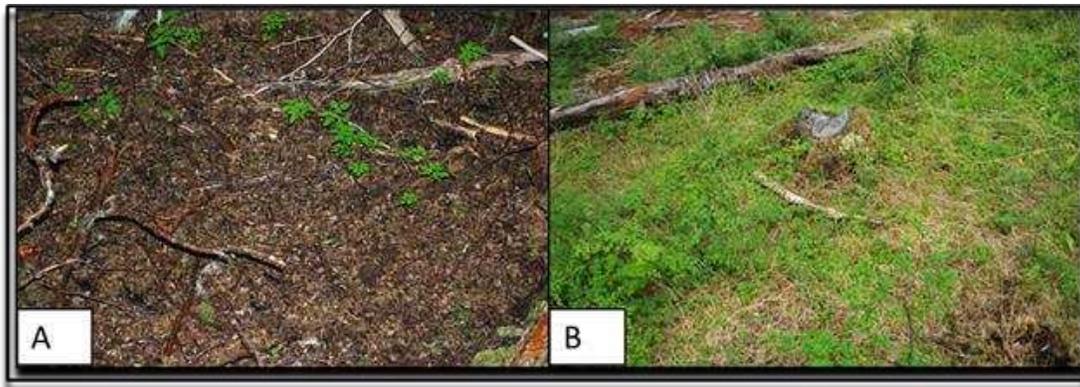


Figura 2.3. Sotobosque característico de bosque de lenga creciendo bajo dosel cerrado (A) y dosel abierto (B).

La actividad humana, tal como lo es el aprovechamiento forestal, modifica la dinámica y composición del bosque original. Varios autores han encontrado diferencias en cuanto a cobertura, número y biomasa de especies del sotobosque según se trate de bosques intervenidos o prístinos (Elliot & Swank 1994, Fernández et al. 1998, Nagaike et al. 1999, Quinby 2000, Martínez Pastur et al. 2002, Lencinas et al. 2011). Por ejemplo, las monocotiledóneas son componentes secundarios en el sotobosque de los bosques de lenga prístinos, pero adquieren gran importancia en los bosques manejados (Lencinas et al. 2010). Por otro lado, las plantas inferiores (helechos, musgos, hepáticas y líquenes) declinan significativamente luego de la intervención (Martínez Pastur et al. 2002), y se produce un aumento en el número de especies exóticas mayormente cosmopolitas que se dispersan principalmente a través de caminos y ganado, como es el caso de *Poa pratensis*, *C. fontanum* y *T. officinale* entre otras (Martínez Pastur et al. 2002, Lencinas et al. 2011).

Diseño experimental y selección de sitios

Se realizó un ensayo a campo, considerando áreas de bosque de lenga aprovechadas forestalmente por cortas de protección, con distinta antigüedad desde su utilización.

A fines del 2008 se estableció un experimento factorial 3x3, donde se consideraron dos tratamientos: tipo de intervención, y edad desde la intervención, ambos con tres niveles. Se consideraron 3 sitios por combinación de tratamientos, alcanzado un total de 9 combinaciones y 27 sitios (Figura 2.4). Los sitios considerados estuvieron ubicados en distintas estancias de la región ecotonal y en la Reserva Corazón de la Isla (Figura 2.1).

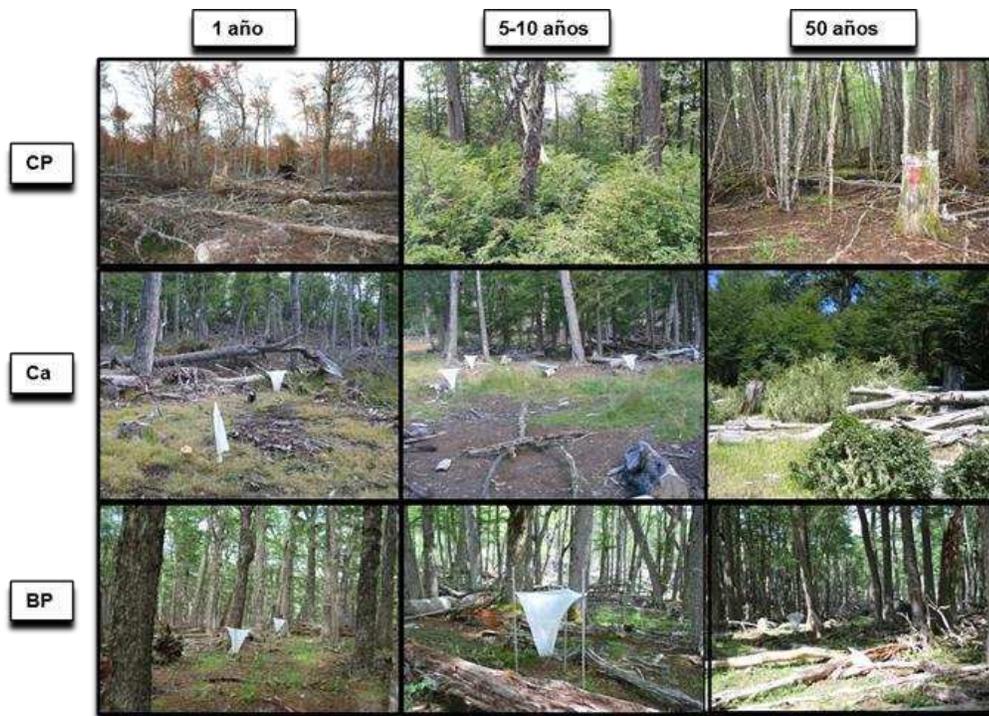


Figura 2.4. Bosque de lenga intervenido con corta de protección (CP), área de acopio o Canchón (Ca) y Bosque primario (BP) con 1, 5-10 y 50 años desde la intervención.

Los 3 niveles correspondientes al tratamiento edad desde la intervención fueron:

- 1 año: sitios cortados aproximadamente entre 0,5 y 1,5 años.
- 5 -10 años: sitios cortados aproximadamente hace 5 a 10 años.
- 50 años: sitios cortados hace más de 50 años.

Los 3 niveles correspondientes al tratamiento tipo de intervención fueron:

- Cortas de protección (CP): áreas de bosque en donde efectivamente se realizó el aprovechamiento; son áreas de fácil reconocimiento debido principalmente a la presencia de tocones.
- Áreas de acopio o canchones (Ca): áreas cercanas al área de corte, en donde se acumulan transitoriamente los fustes. Son zonas atravesadas por caminos por donde se retiran los fustes (caminos de saca), y en donde se acumulan importantes cantidades de restos de corteza y madera. Cabe destacar que la superficie usualmente afectada tanto por caminos como por estas áreas de acopio fluctúa entre el 5 y el 10% del área total intervenida según cada plan de manejo.
- Bosques primarios sin intervención (BP): áreas de bosque aledaño en cada sitio de corte que no han sufrido intervención forestal. Éstos representan la situación con menor grado de alteración antrópica, por lo que fueron considerados como la situación testigo o control dentro de este estudio.

Las réplicas de aprovechamientos forestales seleccionadas se encuentran en distintos establecimientos, los cuales fueron realizados por distintas empresas. En el caso de los sitios aprovechados hace más de 50 años, las intensidades de cortas

fueron menores a las efectuadas en los sitios más recientes (1 y 5-10 años), ya que se llevaban a cabo en forma manual (cortes con hacha y extracción con bueyes).

Caracterización de los sitios de estudio

Los 27 sitios seleccionados, pertenecen en su mayoría a establecimientos privados, dedicados tanto a la industria forestal como a la actividad ganadera. El total de los sitios estudiados se ubica a un altitud entre 162 y 300 m.s.n.m; en su mayoría corresponden a bosques primarios maduros o sobremaduros, y de posición sociológica dominante o codominante con exposición predominante hacia el E y escasa pendiente (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Sitios de muestreo y características de exposición y pendiente de la ladera, CP corresponde a las áreas de corta de protección, Ca a las áreas de acopio o canchones, y BP a los bosques primarios, realizados hace 1, 5-10 o más de 50 años.

Edad desde la intervención	Sitio de muestreo	Tipo de intervención	Exposición	Pendiente (grados)
1 año	Ea. Los Cerros (LC)	Ca	S, SE	4
		CP	O, NO	4
		BP	N, NE	10
	Lenga	Ca	S, SO	6
	Patagonia (LP 1)	CP	S, SO	3
		BP	S	4
	Ewan (Ew 1)	Ca	E, NE	9
5-10 años		CP	E	11
		BP	E, SE	22
	Ea. Ushuaia (EU 5-10)	Ca	NE	10
		CP	E	8
		BP	E	14
	Ea. Ushuaia (Eub 5-10)	Ca	N, NE	8
		CP	N, NE	14
50 años		BP	N	22
	Ewan (Ew 5-10)	Ca	E	11
		CP	E	12
		BP	S, SO	8
	Lenga	Ca	E	4
	Patagonia (LP 50)	CP	S, SE	8
		BP	NE	1
50 años	Ea. Ushuaia (EU 50)	Ca	E	15
		CP	E, SE	7
		BP	E	19
	Reserva Corazón de la Isla (RCI 50)	Ca	E, SE	15
		CP	N	8
	BP	N	16	

En cada sitio Lencinas (comunicación personal) registró las variables relacionadas con la estructura forestal (Tabla 2.2). El área basal remanente, fue siempre mayor en los bosques primarios no intervenidos, con 60 m²/ha, mientras que tanto la corta de protección como el canchón presentaron valores ≤ 56% del área basal de la estructura original. De la misma forma, los mayores valores de cobertura del dosel arbóreo se observaron en los bosques primarios (96-99%), siendo menores pero muy similares entre sí en los bosques aprovechados y en los canchones, con excepción de los canchones en los sitios de 1 año. La densidad (estimada según Fernández et al. 1997), también presentó el mismo patrón BP>CP y Ca. Los diámetros promedio y alturas dominantes fueron similares entre los sitios seleccionados, correspondiendo a sitios de calidad tipo II (según Martínez Pastur et al. 1997).

Tabla 2.2. Variables de estructura forestal medidas en parcelas de radio variable (Bitterlich 1984): cobertura del dosel, área basal remanente, índice de densidad, altura del estrato dominante y diámetro a la altura del pecho (DAP). Para más detalles ver Tabla 1.1.

Edad desde la intervención (años)	Tipo de intervención	Cobertura de copas (%)	Área Basal (m ² /ha)	Densidad (árboles/ha)	Altura dominante (m)	DAP (cm)
1	CP	55	14,7	63	24,6	61,3
	Ca	38	10,8	52	23	51,9
	BP	99	60,8	483	20	45
5-10	CP	57	23	177	24	51,1
	Ca	50	24,3	129	24,2	54,8
	BP	97	60,2	580	19,9	38
50	CP	95	33,3	155	22,3	56,5
	Ca	92	13,2	144	19,2	57,1
	BP	96	59,4	525	23,5	43

Capítulo 3

Variables edáficas y microclimáticas

Introducción

En los ecosistemas forestales los flujos de hojarasca están determinados principalmente por las condiciones climáticas y edáficas en las cuales los bosques se desarrollan, debido a las características biológicas propias de las especies, y a la densidad, edad y estado de desarrollo de los rodales (Lugo & Brown 1991, Arturi et al. 1996).

La presencia de cubiertas forestales modifica los parámetros climáticos locales y crea un microclima cuyas particularidades dependen del clima general y de las características estructurales de la cubierta vegetal (Lee 1978, Aussenac 2000). Debido a la alta acumulación de biomasa y a las dimensiones de los árboles, los bosques tienen una considerable influencia en los intercambios de energía entre la atmósfera y el suelo, actuando la cubierta vegetal sobre el comportamiento de la radiación solar, las precipitaciones, la humedad atmosférica, la temperatura del aire, el viento y la capacidad evaporativa del aire (Aussenac 1997, Barnes et al. 1998, Geiger et al. 2003). Además, el crecimiento de las plantas se ve afectado por la temperatura del aire, la radiación solar y la humedad al influir éstos sobre procesos fisiológicos tales como la fotosíntesis, la respiración, la germinación de semillas y la mortalidad (Barnes et al. 1998).

Por otro lado, el ambiente edáfico influye en las tasas de descomposición y mineralización a través de variaciones en el pH, en las concentraciones de los macro y microelementos, en el régimen de humedad y en la composición de la comunidad de descomponedores (Heal 1990, Beyer & Irmiler 1991, Martin et al. 1993); influyendo de esta forma en el suministro de agua y nutrientes que las plantas requieren para su crecimiento.

La intervención del bosque produce modificaciones en el sistema original. Las prácticas silviculturales, al remover parcial o totalmente el dosel arbóreo, alteran las propiedades térmicas superficiales y los balances energéticos cerca del nivel del suelo, con el consecuente cambio en el microclima dentro del bosque (Aussenac 1997, 2000, Proe et al. 2001, Geiger et al. 2003, Nauertz et al. 2004). Los cambios más notorios están relacionados con incrementos en el ingreso de la radiación solar dentro del bosque (Voicu et al. 2006) y variaciones en la redistribución de las precipitaciones recibidas (Caldentey et al. 1999-2000, Mormeneo et al. 2004, Promis et al. 2010). Producto de ello, también ocurren modificaciones en la temperatura y humedad tanto del aire como del suelo, así como en los procesos que tienen lugar en la hojarasca y en el piso forestal (Edwin et al. 1996). Estos cambios influyen en forma directa sobre la biomasa microbiana (Wardle 1992), y afectan los procesos de descomposición de la hojarasca (Pérez-Batallón et al. 2001). A su vez, dependiendo de la intensidad y distribución espacial de las intervenciones realizadas, habrá efectos sobre la dinámica de la regeneración natural y en la composición y desarrollo del sotobosque (Beek & Saenz 1992).

En el suelo, los principales procesos de degradación ligados a prácticas forestales comprenden la extracción de nutrientes, la compactación, la erosión y el deslizamiento (Gayoso & Muñoz 1997, Worrell & Hampson 1997). El nivel de susceptibilidad a estos procesos degradativos dependerá de las características del sitio y de la maquinaria utilizada. Según Gayoso & Muñoz (1997), los principales impactos sobre el suelo aparecen vinculados, entre otros, a una inadecuada planificación, construcción y mantenimiento de caminos forestales.

En el caso de los *Nothofagus* los horizontes del suelo de mayor importancia son los superiores, ya que este género se caracteriza por presentar un sistema radical superficial (Schulze et al. 1996). En cuanto a las exigencias nutritivas, la información existente es muy escasa. Los conocimientos desarrollados por Lanciotti (1993), Peralta & Oyanedel (1981), Gerding & Thiers (2002) y Romanyà et al. (2005) permiten deducir que la lenga se desarrolla en los sitios más fértiles de Tierra del Fuego y región de Magallanes. Sin embargo, estos suelos son de un bajo nivel de oferta nutritiva, comparado con suelos de cenizas volcánicas más septentrionales y generalmente podsólicos y muy ácidos. Según Frangi & Ritcher (1992), el suelo de estos bosques presenta variaciones mensuales en la tensión de succión de agua y en su temperatura. Cuando comienza la estación de crecimiento el suelo se halla a capacidad de campo, y se va desecando durante el transcurso de la misma (Rusch 1987).

Los trabajos de suelo y microclima referidos al impacto de los sistemas de manejo forestal en Tierra del Fuego son extremadamente escasos, y los existentes no hacen referencia a las zonas afectadas por caminos o a las usadas como áreas de acopio, donde el impacto podría ser más perjudicial. En el caso de las variables

microclimáticas, los trabajos de Promis et al. (2010) y Caldentey et al. (1999-2000) para el sector chileno muestran diferencias entre bosques primarios y bosques intervenidos con cortas de regeneración y corta de protección, indicando registros mayores de radiación solar, temperatura del suelo y velocidad del viento en los sitios intervenidos. Para el sector argentino, Mormeneo et al. (2004) y Martínez Pastur et al. (2011) encuentran resultados similares para bosques bajo retención variable; sin embargo, ninguno de ellos considera si el impacto de la intervención sobre esas variables microclimáticas perdura en el tiempo.

Hipótesis y Objetivos

Las hipótesis planteadas para este capítulo son las siguientes:

- El sistema de manejo forestal (CP-corta de protección) y las prácticas asociadas (Ca-canchones) afectan las propiedades físicas y químicas del suelo y el microclima respecto de los sitios control (BP-bosque primario).
- La antigüedad de la intervención afecta las propiedades físicas y químicas del suelo y el microclima.

El objetivo fue evaluar el efecto de la intervención forestal sobre el ambiente edáfico y el microclima en bosques de lenga con distintos tipos de intervención (CP, Ca y BP) y distintas edades desde la intervención (1, 5-10 y más de 50 años).

Metodología

Variables edáficas

Las variables edáficas se evaluaron considerando las propiedades físicas (profundidad del piso forestal, densidad aparente, contenido hídrico y capacidad de campo) y las químicas (pH, C orgánico, contenido de N total y P disponible). Durante el verano de 2010, en un total de 81 mediciones (9 por cada combinación tipo de intervención-edad desde la intervención) se midió la profundidad de los horizontes orgánicos más superficiales del suelo (piso forestal), para ello se retiró la primera capa correspondiente a la hojarasca, y se procedió a medir con regla. Además se determinó la densidad aparente del suelo, utilizando barrenos con cilindros de volumen conocido, con el fin de estimar el grado de compactación, en un total de 162 mediciones (18 por cada combinación tipo de intervención-edad desde la intervención) (Figura 3.1).



Figura 3.1. Barreno para medir densidad aparente del suelo, y toma de la muestra en un cilindro de volumen conocido.

Se tomaron un total de 81 muestras de los primeros 10 cm del piso forestal con el fin de estimar en el laboratorio la capacidad de campo (Jarvis et al. 1996).

Para las determinaciones químicas, se colectaron un total de 81 muestras compuestas (juntando 4 submuestras) (9 muestras por cada combinación de tipo de intervención-edad desde la intervención). En el laboratorio las muestras colectadas en el campo fueron secadas a temperatura ambiente y tamizadas a 2mm, para luego determinar: 1) pH utilizando un peachímetro Orion (relación suelo agua 1:2); 2) carbono orgánico (C) (%) a través del método de combustión seca a 500°C utilizando un analizador automático LECO, 3) nitrógeno total (N) (%) siguiendo el procedimiento estándar de digestión ácida de Kjeldahl; y 4) fósforo disponible (P)(%) a través del método propuesto por Bray-Kurtz (1945). También se calculó la relación carbono/nitrógeno (C/N). El reservorio de nutrientes (tn/ha) se calculó para C, N y P como:

$$[\text{volumen de suelo} * \text{densidad de suelo} * \text{concentración del nutriente}] / 100$$

Los canchones no pudieron ser analizados debido a la poca cantidad de material que presentó el piso forestal.

Variables microclimáticas

En octubre de 2009 se instalaron 9 data loggers WatchDog (Figura 3.2), uno por cada combinación de tipo de intervención (Ca, CP, BP) y edad desde la intervención (1, 5-10 y más de 50 años). Los data loggers registraron precipitación (mm), temperatura del aire a 30 cm del suelo, temperatura del suelo (°C) a 10 cm de profundidad y

humedad del suelo (cbars) con una frecuencia de registro de 1 hora. El rango de humedad del suelo que registra el equipo es de 0-200 cbars, donde 0 corresponde al valor más húmedo (anegado), y 200 a condiciones secas.

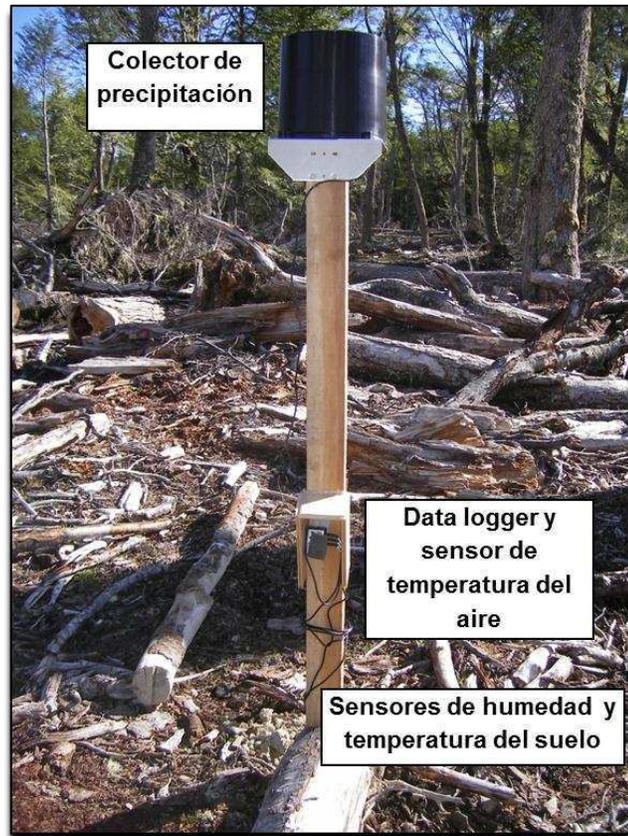


Figura 3.2. Estructura nivelada donde se ubican los data loggers en el bosque. Se observa el colector de precipitación y los sensores de las distintas variables.

Análisis estadístico

Para todas las variables edáficas analizadas se usaron análisis de la varianza (ANVA) de dos vías considerando la edad desde la intervención (E) y los tipos de intervención (T) como factores principales. Para cumplir con los supuestos del ANVA, en los casos que fueran necesarios se realizaron las correspondientes transformaciones. Cuando los valores de F de los ANVAs fueron significativos ($P < 0,05$),

la comparación de medias se hizo mediante la prueba de Tukey. La concentración y reservorio de P se analizaron por medio del test no paramétrico de Kruskal Wallis y las comparaciones múltiples usando la prueba de Conover, debido a que no se cumplía con los supuestos del ANVA.

Para las variables climáticas, se calcularon promedios mensuales con el fin de sintetizar la información recopilada por los data loggers. En estos casos, no se realizó un análisis estadístico debido a la falta de réplicas, por lo que sólo se hace una descripción cualitativa.

Resultados

Variables edáficas

La profundidad del piso forestal (Figura 3.3) varió entre los 5,2 y los 8,2 cm. Tanto el tipo de intervención como la edad desde la corta afectaron la profundidad del piso forestal, siendo el piso forestal de los BP un 42% más profundo que el de los Ca. Las CP resultaron intermedias y no se diferenciaron estadísticamente de los BP ni de los Ca. Por otro lado los sitios de 50 años presentaron pisos forestales 40% más profundos en comparación con los sitios de más de 5-10 años, mientras que los sitios de 1 año no se diferenciaron de ninguno de ellos. Si bien en los sitios de 50 años se observó mayor piso forestal para los Ca y las CP, en relación a lo observado a 1 y 5-10 años de edad, esta tendencia no fue estadísticamente significativa.

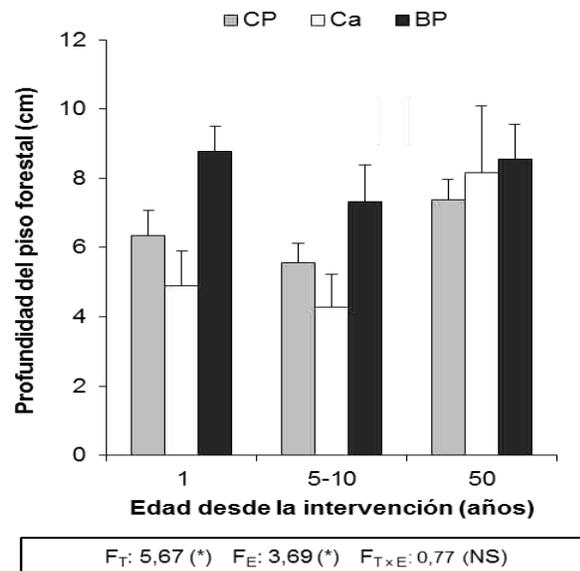
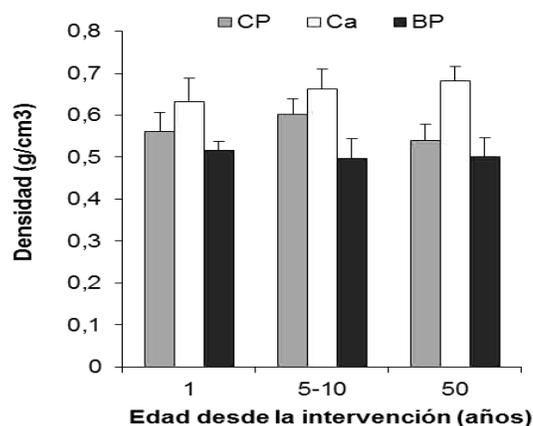


Figura 3.3. Profundidad del piso forestal (cm) en bosques de lenga con distintos tipos de intervención (T) (cortas de protección-CP, canchones-Ca y bosques primarios-BP) y distinta edad desde la intervención (E) (1, 5-10 y más de 50 años). Las barras verticales corresponden a los errores estándares. En el recuadro, se presentan los valores de F y la significancia estadística entre paréntesis (*: $P < 0,05$; NS: $P > 0,05$). Tx E se refiere a la interacción entre tratamientos.

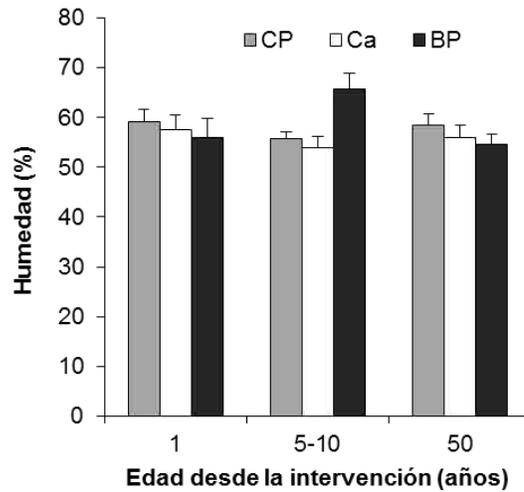
Los valores de densidad aparente del suelo (Figura 3.4) estuvieron en el rango de $0,19-1,06 \text{ g/cm}^3$. Esta variable presentó diferencias entre tipos de intervención ($F=12,13$; $P < 0,01$), siendo los Ca los que mostraron mayor densidad respecto de los BP y las CP (30 y 13% de incremento, respectivamente). No se observaron diferencias significativas en cuanto a la edad desde la intervención.



F_T: 12,13 (**) F_E: 0,17 (NS) F_{T×E}: 0,50 (NS)

Figura 3.4. Densidad aparente del suelo (g/cm³) en sitios con distintos tipos de intervención (T) (cortas de protección-CP, canchones-Ca y bosques primarios-BP) y distinta edad desde la intervención (E) (1, 5-10 y más de 50 años). Las barras verticales corresponden a los errores estándares. En el recuadro, se presentan los valores de F y la significancia estadística entre paréntesis (**: P<0,01; NS: P>0,05). TxE se refiere a la interacción entre tratamientos.

La humedad a capacidad de campo fue en promedio 57,42% (Figura 3.5) y resultó afectada por la interacción entre tratamientos. Al comparar los tipos de intervención dentro de cada edad, los BP presentaron mayor humedad respecto a los Ca en los sitios de 5-10 años (F=6,66; P<0,01). No se registraron diferencias en los sitios de 1 y más de 50 años desde la intervención (F₁=0,21, F₅₀=0,73; P>0,05). Al comparar la edad para cada tipo de intervención, los BP de 5-10 años fueron más húmedos (F=3,55; P<0,05). No hubo diferencias dentro de CP y Ca (F_{CP}=0,62, F_{Ca}=0,45; P>0,05).



F_T: 0,90 (NS) F_E: 0,46 (NS) F_{TxE}: 2,65 (*)

Figura 3.5. Humedad del suelo (%) medida a capacidad de campo en sitios con distintos tipos de intervención (T) (cortas de protección-CP, canchones-Ca y bosques primarios-BP) y distinta edad desde la intervención (E) (1, 5-10 y más de 50 años). Las barras verticales corresponden a los errores estándares. En el recuadro, se presentan los valores de F y la significancia estadística entre paréntesis (*: P<0,05; NS: P>0,05). TxE se refiere a la interacción entre tratamientos.

El suelo resultó ácido a ligeramente ácido, con valores de pH entre 4,1 y 6,6 (Figura 3.6). La edad desde la intervención afectó significativamente el pH, siendo los sitios de más de 50 años los de menor acidez. No se encontraron diferencias entre tipos de intervención.

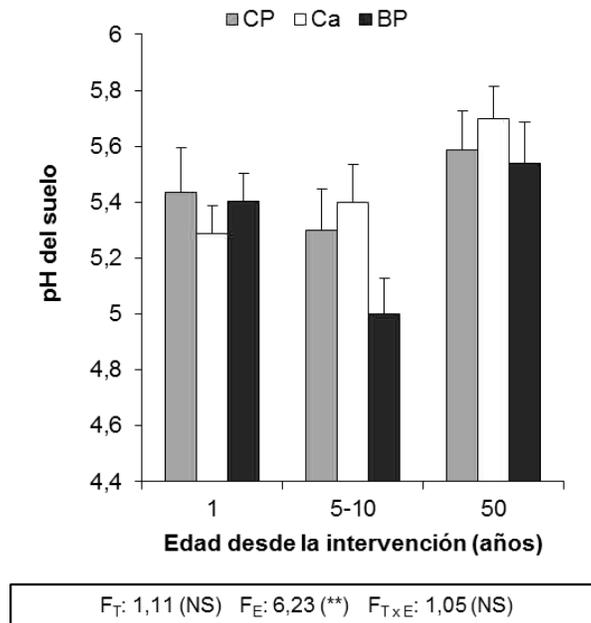


Figura 3.6. Valores de pH del suelo, en sitios con distintos tipos de intervención (T) (cortas de protección-CP, canchones-Ca y bosques primarios-BP) y distinta edad desde la intervención (E) (1, 5-10 y más de 50 años). Las barras verticales corresponden a los errores. En el recuadro, se presentan los valores de F y la significancia estadística entre paréntesis (**: $P < 0,01$; NS: $P > 0,05$). TxE se refiere a la interacción entre tratamientos.

La concentración de C y de nutrientes (Figura 3.7) sólo fue medida en las CP y BP (Figura 3.7), presentó interacción significativa entre los tratamientos para el caso del C y de la relación C/N. La concentración de N varió entre 0,4 y 1,6%, y no fue afectada por el tipo de intervención ni por la edad desde la intervención.

La concentración de C varió entre 8 y 37%. Al comparar los tipos de intervención dentro de cada edad, las CP fueron mayores que los BP en los sitios de 1 año ($F=10,56$; $P < 0,01$), no se observaron diferencias en 5-10 y más de 50 años. Al comparar la edad para cada tipo de intervención, las CP de 1 año fueron mayores ($F=4,94$; $P < 0,01$); no se encontraron diferencias dentro de los BP.

La concentración de P varió entre 0,0032 y 0,064%. El P presentó diferencias en cuanto a la edad ($H=10,56$; $P<0,01$), siendo los sitios de 5-10 años los que presentaron menor concentración. Sin embargo, no se encontraron diferencias entre los tipos de intervención ($H= 1,66$, $P>0,05$).

La relación C/N varió entre 16 y 33, y presentó el mismo patrón que el C. Al comparar los tipos de intervención dentro de cada edad, no se encontraron diferencias en ninguna de las 3 edades. Al comparar la edad para cada tipo de intervención, las CP de 1 año fueron mayores que las CP de más de 50 años ($F=6,80$; $P<0,01$); mientras que las CP 5-10 años presentaron valores similares a ambas edades.

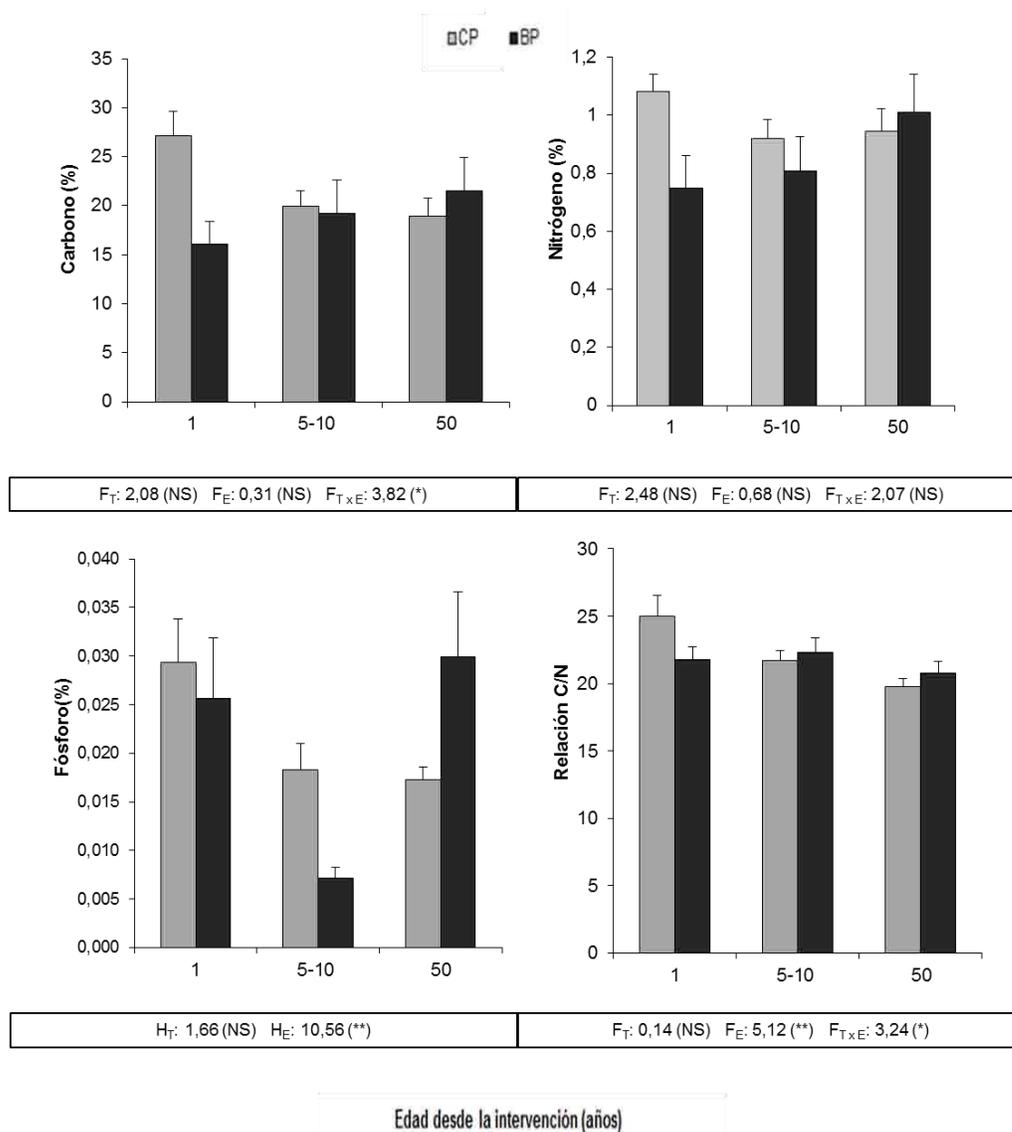


Figura 3.7. Concentración de carbono (%), nitrógeno (%) y fósforo (%); y relación carbono/nitrógeno (C/N) en el suelo para bosques de lenga intervenidos con corta de protección (CP) y bosques primarios (BP) con distinta edad desde la intervención (1, 5-10 y más de 50 años). Las barras verticales representan el error estándar (*: $P < 0,05$; **: $P < 0,01$; NS: $P > 0,05$).

Los reservorios no presentaron interacción entre tratamientos. Los reservorios de C y N (Figura 3.8) no fueron afectados ni por la edad desde la intervención ni por los tipos de intervención. El P presentó diferencias en cuanto a la edad, siendo los sitios de

5-10 años los que presentaron menor reservorio de este nutriente. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre los tipos de intervención.

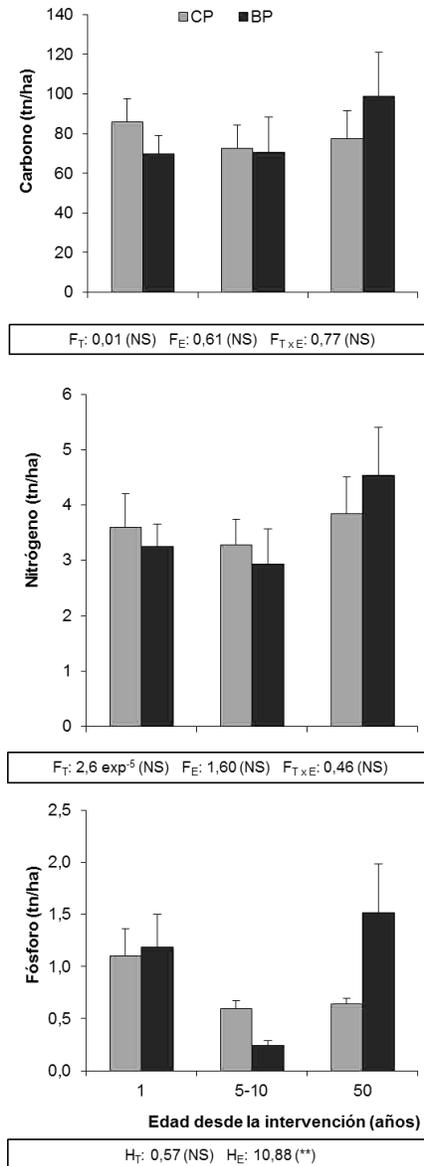


Figura 3.8. Reservorio de Carbono (tn/ha), Nitrógeno (tn/ha) y Fósforo (tn/ha) en el suelo para bosques de lenga intervenidos con corta de protección (CP) y bosques primarios (BP) con distinta edad desde la intervención (1, 5-10 y más de 50 años). Las barras verticales representan el error estándar (**: $P < 0,01$, NS $P > 0,05$).

Variables microclimáticas

Las precipitaciones (Figura 3.9A) fueron mayores durante la época estival en todos los sitios, con picos durante el mes de enero (126 y 71 mm en 2010 y 2011, respectivamente). Los sitios de más de 50 años presentaron valores mucho más bajos respecto a las otras dos edades. En general, los canchones recibieron más agua producto de las precipitaciones respecto de las CP y los BP.

La humedad del suelo (Figura 3.9B) varió entre un máximo de 9,90 y un mínimo de 197,12 cbars (condiciones cercanas a la sequía), correspondientes a la edad de 1 año en Ca y BP, respectivamente. Al analizar esta variable, se observó una marcada disminución al final del segundo año en los sitios de 1 y de más de 50 años, pero curiosamente esta disminución se registró en los BP y Ca respectivamente. Por otro lado, los sitios de 5-10 años de intervención resultaron ser los menos variables ya que el rango de humedad registrado fue más acotado (12,04 a 76,49%) a lo largo de todo el período estudiado.

La temperatura del suelo (Figura 3.9C) varió entre -0,51 y 10,68 °C. En todos los casos, las máximas temperaturas se registraron durante el verano de 2011 (enero y febrero), con una caída abrupta durante el mes de junio de 2010 para los sitios de 1 y más de 50 años. Comparando las edades desde la intervención, las temperaturas mínimas registradas en los sitios de 1 año y de 5-10 años correspondieron al BP, a diferencia de lo ocurrido en los sitios de más de 50 años, en los cuales no se observaron diferencias entre los tres tipos de intervención.

Los valores de temperatura del aire (Figura 3.9D) variaron entre -2,19 y 10,94 °C. El patrón de máximas y mínimas fue el mismo que el observado en la temperatura del suelo, aunque en este caso las diferencias entre tipos de intervención no fueron tan notorias.

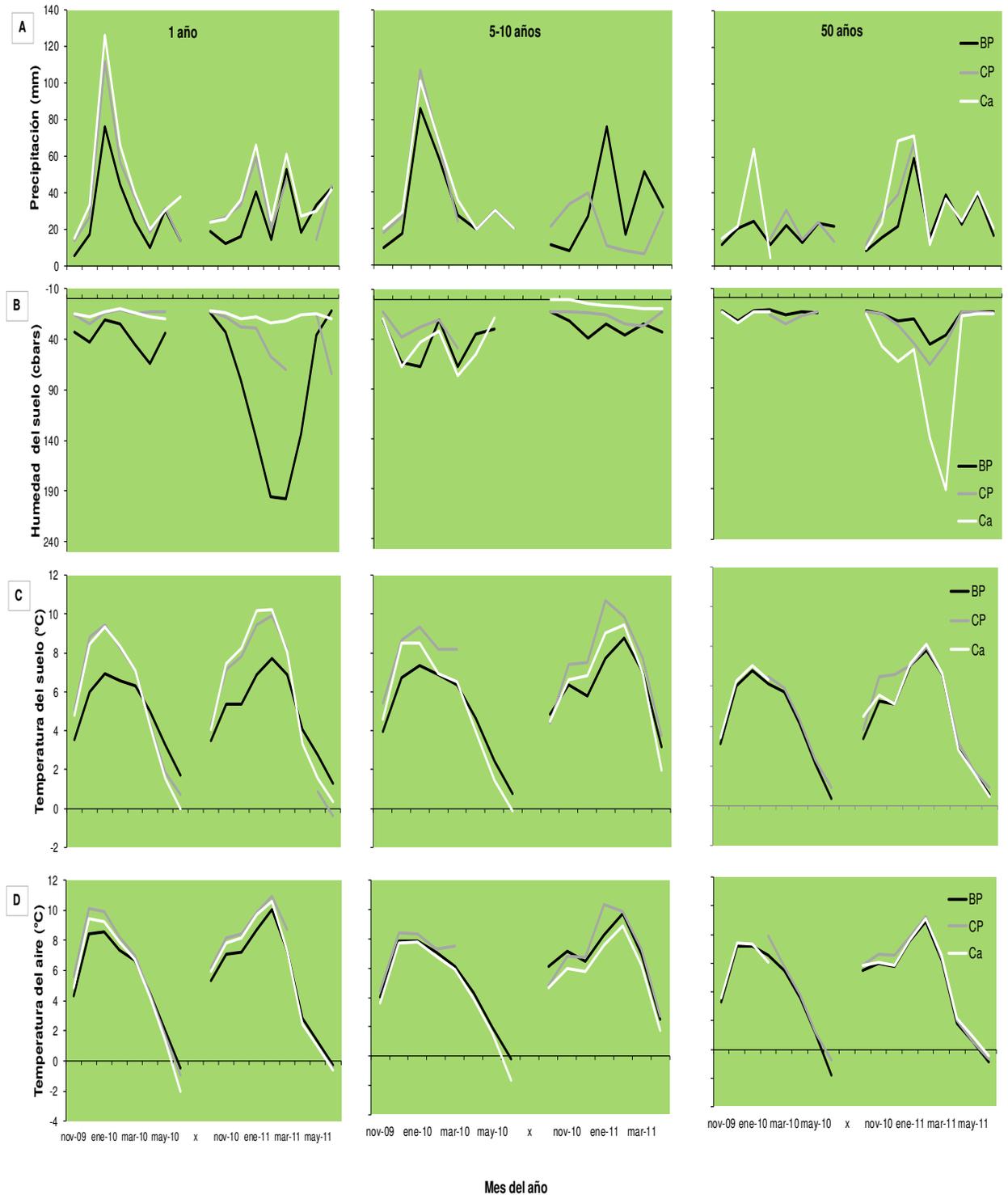


Figura 3.9 A-D. Variables climáticas (A-precipitación, B-humedad del suelo, C-temperatura del suelo y D-temperatura del aire) medidas en bosques de lenga bajo tres tipos de intervenciones (bosque primario-BP, cortas de protección-CP y canchones-Ca) con distinta edad desde la intervención (1, 5-10 y más de 50 años).

Discusión

La intervención forestal afectó la mayoría de las variables edáficas y microclimáticas analizadas. En líneas generales, los canchones se vieron afectados en las variables físicas, tales como la profundidad del piso forestal, densidad aparente y humedad a capacidad de campo, y los sitios con cortas de protección lo fueron en las variables relacionadas a la calidad del suelo (C y P). Las variables microclimáticas, como precipitación, temperatura del suelo y del aire se vieron modificadas en los sitios intervenidos, y se encontró una tendencia similar al bosque primario pasados los 50 años desde la intervención.

Los valores registrados para el piso forestal en los bosques primarios son similares a los presentados anteriormente por Romanyà et al. (2005), lo que podría significar que este parámetro es relativamente estable en estos bosques. De esta forma, la menor profundidad del piso forestal hallada en los sitios intervenidos (Ca y CP) indican un claro efecto de la intervención, el cual no se manifiesta en forma inmediata sino que se estaría manifestando a través de los años, ya que se encontraron menores profundidades en los sitios de edades intermedias desde la intervención. En lo referente exclusivamente a los sitios bajo corta de protección, resultados similares fueron presentados por Caldentey et al. (2001). Este efecto de la intervención podría estar relacionado a una mayor compactación del suelo, en el caso de los canchones, y a un menor aporte de materia orgánica provocado por la extracción de los árboles, en el caso de los sitios donde se ha aplicado la corta. Siendo la profundidad del piso forestal una variable que en el caso de la lenga está relacionada con la capacidad de almacenamiento de agua y la temperatura del suelo (Schlatter

1994), es probable encontrar diferencias en estas variables en los sitios intervenidos. En este trabajo sólo se midió humedad a capacidad de campo, y los resultados encontrados indican diferencias entre los bosques primarios y los canchones únicamente en los sitios de 5-10 años desde la intervención, aunque no se puede concluir acerca de un efecto de la intervención a través del tiempo transcurrido debido a que los BP en este caso no fueron similares para las 3 edades.

Los resultados obtenidos para la densidad aparente indican que los canchones son sitios con un grado de compactación considerable, probablemente debido al uso intenso de estos lugares, tanto por la acumulación de fustes como por el paso de las maquinarias para su extracción. Resultados similares en sitios intervenidos han sido reportados por numerosos trabajos (Hatchell et al. 1970, Gracen & Sands 1980, Sands 1983, Froehlich et al. 1986). Según Smith & Norris (1995), la compactación afecta el suelo superficial, sección que almacena la mayor proporción de nutrientes, y en la cual se desarrolla la mayor parte de las raíces de los árboles. Además el aumento de la densidad reduce la porosidad del suelo, especialmente la de los macroporos que juegan un rol importante para el crecimiento de las raíces y desarrollo de la flora y fauna del suelo (Gayoso & Alarcón 1999). Es importante destacar que la compactación del suelo en estos sitios persiste luego de transcurridos 50 años desde la intervención.

Desde el punto de vista químico, los valores de pH ácido son consistentes con los valores encontrados para la zona (Caldentey et al. 2001, Romanyà et al. 2005, Nóvoa Muñoz et al. 2008). La menor acidez registrada para los sitios de más de 50 años desde la intervención, podría estar indicando un efecto inmediato de la intervención sobre el pH del suelo. Aunque en el trabajo de Caldentey et al. (2001) no se evaluó

estadísticamente las diferencias de pH entre sitios manejados y sitios control, parecería encontrarse el mismo efecto que el aquí presentado. Estudios realizados en el bosque boreal en Canadá, coinciden en estas disminuciones de pH en sitios manejados, especialmente cuando se trata de sitios húmedos (Brais et al. 1995).

En general, los suelos forestales de Tierra del Fuego concentran la mayor parte de los nutrientes en los horizontes orgánicos, por lo que deficiencias en el reciclado tienen un impacto inmediato sobre la vegetación que soportan. Las concentraciones de C y N encontradas concuerdan con los datos presentados por Novoa-Muñoz et al. (2008) (4,2 a 38% C, y aprox 1% N), resultando contenidos altos de estos dos elementos en los horizontes superficiales. El P, en cambio, dio valores menores que los registrados anteriormente, probablemente debido a la gran variabilidad que presenta. Un resultado importante es el hecho de que la relación C/N haya sido menor a 30, lo que estaría indicando que el N del suelo no estaría siendo limitante.

Desde el punto de vista de la intervención, las mayores concentraciones de C para los CP en los sitios de 1 año desde la intervención, podrían explicarse por la gran cantidad de material que queda tirado sobre el suelo luego de la extracción de los fustes, en el que se encuentran desde pequeñas ramas hasta grandes troncos con copas, aunque estos aumentos en la concentración no se vieron reflejados en mayores reservorios. El N no presentó diferencias significativas entre los tratamientos considerados, aunque se puede observar la misma tendencia que la observada para el C. Resultados similares han sido presentados por Caldentey et al. (2001) para C y N en la zona chilena de Tierra del Fuego. El fósforo, a diferencia del C y N, mostró una disminución, tanto en concentración como en el reservorio, en los sitios con antigüedad

de cortas intermedias, lo que podría relacionarse a una mayor regeneración de la lenga en estos sitios, la cual podría estar haciendo un uso intenso de este nutriente. Aunque en este trabajo no se pudo analizar la parte nutricional de los suelos en los canchones, sería de esperar algún tipo de efecto sobre el C, N y P debido al poco aporte de material vegetal que reciben y al marcado efecto de compactación en estos sitios, lo que podría estar afectando la biomasa de raíces vivas.

En cuanto a las variables microclimáticas, los trabajos que analizan variables microclimáticas en la zona de estudio indican incrementos en los valores medios mensuales de la temperatura del aire, y en las temperaturas medias mensuales del suelo superficial; y reducciones en la humedad relativa en los bosques intervenidos (Caldentey et al. 1999-2000, Promis et al. 2010, Martínez Pastur et al. 2011). Los resultados obtenidos en esta tesis coinciden con estos trabajos. En todos los casos los valores de precipitación de CP y de Ca estuvieron por arriba de los valores de BP, mientras que para el caso de la humedad ocurrió lo contrario. Es destacado el hecho de que en algunas mediciones se llegó a valores correspondientes al stress hídrico, BP de 1 año y Ca de 50 años; en este último caso, la aparente contradicción entre una alta precipitación recibida y el stress hídrico en el suelo para el mismo período, podría explicarse con un mayor consumo de agua por parte de la regeneración. Por otro lado, es importante mencionar que en la mayoría de las variables analizadas, las diferencias más notorias entre los tipos de intervención se observaron en la época estival, y no durante el otoño, debido probablemente al hecho de tratarse de una especie caducifolia, por lo que se destaca la influencia de la vegetación sobre la temperatura

del suelo (Daniel et al. 1982, Carabelli 1991), y esta a su vez es uno de los principales factores que gobiernan la actividad biológica del suelo.

Debido a la estrecha relación existente entre el suelo, el clima y la vegetación; cualquier cambio que ocurra en alguno de estos componentes, es probable que repercuta en los demás; por lo que el efecto de la intervención sobre las variables edáficas y microclimáticas aquí presentadas podría estar actuando sobre la vegetación, tanto a nivel individuo (crecimiento de plántulas, germinación de semillas) como a nivel ecosistémico (descomposición, mineralización).

Capítulo 4

Producción y calidad de hojarasca

Introducción

La producción de hojarasca representa un componente fundamental de la productividad primaria neta en ecosistemas arbóreos (Prause et al. 2003). Por tal razón, la caída de la hojarasca ha sido utilizada como una medida de la productividad primaria neta (Arenas 1995, Hernández & Murcia 1995), representando en términos generales, entre un 20 y un 30% de la producción neta total (Margalef 1980). En el caso de los bosques templados caducifolios la caída masiva se produce estacionalmente, siendo las hojas la fracción aportada más importante por su abundancia (Prause 1997, Palma et al.1998). En los ecosistemas forestales, los flujos de hojarasca están determinados principalmente por las condiciones climáticas y edáficas en la cual los bosques se desarrollan, por las características de las especies biológicas, y por la densidad, edad y nivel de madurez del rodal (Bray & Gorham 1964, Facelli & Pickett 1991, Arunachlam et al. 1998, Scherer-Lorenzen et al. 2007). La caída de la hojarasca constituye una fase muy importante en el ciclo biogeoquímico, ya que proporciona el principal aporte de carbono y nutrientes al suelo a través de la formación de humus (Gallardo et al. 1998). Por otro lado, representa una acumulación provisional de elementos que se liberan poco a poco, lo que garantiza un aporte permanente de nutrientes al suelo (Palma et al. 1998).

Las intervenciones forestales afectan directa e indirectamente no solo la producción, dado que al disminuir el área basal se disminuye el aporte de hojarasca, sino también el ciclaje y la disponibilidad de los nutrientes (Hornbeck & Swank 1992).

Las formas directas incluyen la salida de nutrientes en la madera cosechada, y los indirectos incluyen efectos de alteraciones en las comunidades microbianas en el suelo que participan directamente en el ciclaje de nutrientes (Fluek 2009).

En los bosques de *N. pumilio*, la producción de hojarasca es alta en otoño. La caída masiva de hojas senescentes, restos de flores y frutos, junto a gran parte de las semillas, tienen un papel relevante en el aporte de nutrientes a corto plazo y constituyen el principal aporte de materia orgánica al suelo junto con las raíces finas (Ritcher & Frangi 1992). Una base del conocimiento previo en lo que respecta al ciclo de nutrientes y biomasa de esta especie en Tierra del Fuego se debe a los trabajos de Richter & Frangi (1992), Frangi & Ritcher (1994) y Barrera et al. (2000). La reserva de nutrientes en la hojarasca puede exceder la de la biomasa leñosa ya que los leños tienen baja concentración de nutrientes (Godeas et al. 1985, Ritcher & Frangi 1992). En lengua el compartimento de la hojarasca (hojas, ramas finas y tejidos reproductivos) representa alrededor del 4% de la biomasa aérea, sin embargo contiene el 17% del N y del P, el 12% del K y el 20 % del Ca de la mineralomasa aérea (Frangi et al. 2004).

Se han realizado diversos trabajos que evalúan el efecto de la intervención forestal sobre la estructura forestal, la regeneración, el sotobosque, la comunidad de aves y algunas variables ambientales de los ecosistemas boscosos en Tierra del Fuego (Martínez Pastur et al. 1999a, 1999b, 2000, 2002, Spagarino et al. 2001, Deferrari et al. 2001, Martínez Pastur et al. 2011, Rosenfeld et al. 2006), siendo muy pocos los referidos a producción y calidad de hojarasca (Caldentey 2001, Moretto et al. 2005). Estos trabajos sugieren un efecto inmediato de la intervención sobre el aporte estacional y anual de la materia orgánica y el ciclado de nutrientes en estos bosques,

ya que ambos presentaron disminuciones considerables en cuanto a producción y retorno de nutrientes en los sitios intervenidos respecto a bosques no intervenidos. Sin embargo, ambos trabajos fueron de corta duración, y no evaluaron la persistencia del efecto a través de los años.

Hipótesis y Objetivos

En base a los antecedentes mencionados, las hipótesis planteadas en este capítulo son:

- El sistema de manejo forestal (CP-Corta de protección) afecta la producción y calidad de la hojarasca respecto de los sitios control (BP-Bosque primario).
- La antigüedad de la intervención afecta la producción de hojarasca y la calidad de la misma.

Por este motivo este capítulo tiene como objetivos: 1) evaluar la producción de hojarasca en bosques aprovechados por corta de protección respecto de los no aprovechados en las distintas edades desde el aprovechamiento (1, 5-10 y más de 50 años); y 2) evaluar el efecto de la intervención y la antigüedad de la misma en el contenido y reservorio de nutrientes en la hojarasca.

Metodología

Establecimiento del ensayo

En febrero de 2009 se instalaron 5 colectores de hojarasca de 65 cm de diámetro por sitio (Figura 4.1), a una altura de 1 m sobre el suelo por cada combinación de edad-

tipo de intervención. Se utilizó una tela sintética de 75 cm de profundidad con 0,5 mm de malla sujeta a un marco, lo que permitió un drenaje rápido del agua de lluvia para reducir la pérdida de peso y lavado de nutrientes por lixiviación. Los colectores se instalaron a lo largo de una transecta, distanciados entre sí por 10 m (N=90). Es importante aclarar que a diferencia del resto de los capítulos que conforman esta tesis, en este capítulo no se incluyen los datos correspondientes a los canchones debido a que la pérdida de canastos en estos sitios por viento y animales fue muy alta, lo que produjo diferencias importantes respecto a los CP y BP.



Figura 4.1. Colectores de hojarasca ubicados a lo largo de transectas cada 10 m entre sí, en bosques de lenga, junto con material colectado.

Producción de hojarasca

La recolección de la hojarasca se realizó mensualmente durante dos años desde el verano de 2009 al otoño de 2011, con intervalos de no recolección durante la época invernal (junio a octubre) debido a las dificultades de acceso a los sitios de estudio. Las muestras fueron secadas en estufa a 60 °C hasta peso seco constante.

Compartimentos de la hojarasca

En el mes de máxima caída, las muestras fueron clasificadas manualmente y cuantificadas en 4 compartimentos: hojas, ramas (< a 1 cm de diámetro), semillas y misceláneas (Figura 4.2). Esta última categoría incluyó principalmente *Misodendrum* sp, *Usnea* sp y restos de partes reproductivas de lenga, según la estación del año. Esta clasificación de la hojarasca se realizó para los dos primeros años de estudio (2009 y 2010).



Figura 4.2. Compartimentos de la hojarasca en bosques de lenga: hojas (A), ramas finas (B), semillas (C) y misceláneas (D).

Calidad de la hojarasca

Se realizaron análisis de C y nutrientes (N, Ca, K y P) de las hojas (fracción más representativa de la hojarasca) en la época del año de máxima caída (ver ANEXO 1 Tabla 1). El carbono orgánico total (C) fue determinado como el 50% de la materia orgánica (Gallardo & Merino 1993). El N total fue determinado utilizando el procedimiento estándar de digestión ácida de Kjeldahl. El P, K y Ca fueron

determinados utilizando una digestión ácida, usando el método de Olsen (P) (Olsen et al. 1954), espectrofotometría de absorción atómica (Ca), y espectrofotometría de llama (K).

Se calculó el reservorio de nutrientes en las hojas multiplicando la concentración del nutriente por la biomasa foliar (peso seco) por tratamiento durante el otoño.

Análisis Estadístico

Para la producción total de hojarasca las comparaciones entre los tipos de intervención y la edad desde la intervención se realizaron mediante ANVA de dos vías. Se realizó una prueba T para muestras apareadas para analizar la variabilidad interanual en los valores de producción.

Tanto para el análisis de los compartimentos de la hojarasca como para los nutrientes foliares, se estandarizaron las CP a sus respectivos BP. Luego se comparó entre las edades de intervención usando ANVA de un factor. En los casos en que no se cumplió con los supuestos del ANVA, los valores fueron transformados. Puesto que dichos supuestos no se cumplieron para las variables misceláneas 2009 y hojas 2010 se utilizó estadística no paramétrica (prueba de Kruskal Wallis) y comparaciones múltiples usando la prueba de Conover.

Para el caso de los reservorios de nutrientes se usaron ANVA de dos vías, con edad desde la intervención y tipo de intervención como variables principales. Para la comparación de medias se usó el test de Tukey ($P < 0,05$).

Resultados

Producción de hojarasca

La producción total de hojarasca presentó interacción significativa en el ANVA en los 3 años analizados, indicando que este parámetro varió según la antigüedad de corte y el tipo de intervención (ver ANEXO 1 Tabla 2). Al comparar los tipos de intervención dentro de cada edad, los BP produjeron más hojarasca que los CP en los sitios con intervenciones recientes (1 y 5-10 años), mientras que en los sitios de más de 50 años no se observaron diferencias. Este resultado fue el mismo para todo el período analizado. Al comparar la edad para cada tipo de intervención, las CP de más de 50 años produjeron más hojarasca que las de 1 y 5-10 años ; y los BP de 5-10 fueron menores que los 1 y más de 50 años en 2010 y 2011, no se encontraron diferencias dentro de BP en 2009 (Figura 4.3).

La producción total fue significativamente diferente entre años (2009 < 2010) ($P < 0,01$), en este caso la producción del 2011 no se incluyó debido a que no se cuenta con el dato anual completo. Las máximas caídas del año se observaron en el mes de abril (en 2009 y 2011) y mayo (en 2010). La caída de hojarasca presentó el mismo patrón para todos los tratamientos, con dos picos a través del año; el de mayor importancia durante el otoño (68,34%), en los meses de abril y mayo; y el segundo durante la primavera (16,54%) (Figura 4.3).

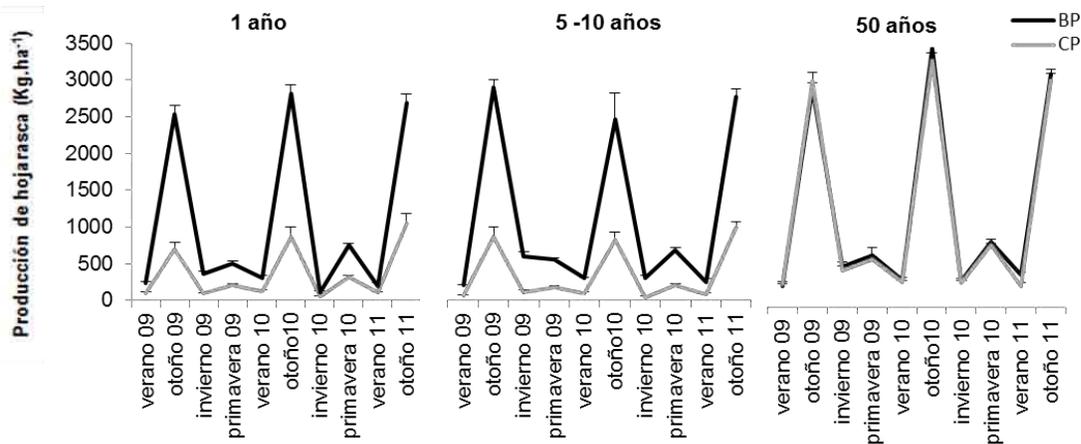


Figura 4.3. Producción de hojarasca ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) en bosques de lenga intervenidos bajo corta de protección (CP) y en bosques primarios sin intervención (BP) para tres edades desde la intervención (1, 5-10 y más de 50 años). Las barras verticales representan el error estándar.

Compartimentos de la hojarasca

Durante el otoño la producción total estuvo representada principalmente por hojas (más del 85%), las ramas correspondieron entre 3,60 y 8,43%, las misceláneas entre 1,92 y 4,85% y las semillas entre 0,11 y 1,71%. Las cortas de más de 50 años presentaron mayor producción de hojas, ramas y misceláneas que las de 1 y 5-10 años (Tabla 4.1). A diferencia del resto de los compartimentos, el peso de las semillas no varió entre las distintas edades desde la intervención ($F_{2009}=2,72$; $F_{2010}=1,54$; $P>0,05$) (Tabla 4.1). Cabe destacar que analizando la variabilidad interanual, hubo mayor producción de semillas y misceláneas en el año 2009 ($F=60,71$ y $F=9,80$; $P<0,01$ respectivamente), mientras que en las hojas la mayor producción estuvo en el 2010 ($F=22,60$; $P<0,01$). No se encontraron diferencias en el compartimento ramas ($F=3,02$; $P>0,05$).

Tabla 4.1. Producción de hojas, ramas, semillas y misceláneas (Kg/ha± error estándar) para distintas edades desde la intervención (E, años) en sitios con cortas de protección (CP) y bosques primarios (BP) durante los otoños de 2009 y 2010. Además se presentan los valores de CP estandarizados a los BP que fueron analizados mediante ANVA de un factor.

F, test de Fischer; P: nivel de probabilidad. Letras diferentes en el CP estandarizado indican diferencias significativas entre edades del mismo compartimento ($P < 0,05$) usando la prueba de Tukey.

2009					
Tipo de intervención (T)	Edad desde la intervención (E)	Hojas (Kg/ha)	Ramas (Kg/ha)	Semillas (Kg/ha)	Misceláneas (Kg/ha)
CP	1 año	628,12 ±83,32	37,78 ±7,55	10,37 ±2,63	24,14 ±4,25
	5-10 años	625,13 ±94,02	47,81 ±7,67	11,08 ±1,74	26,42 ±4,92
	50 años	2302,86 ±94,04	206,41 ±42,25	15,66 ±4,29	84,4 ±7,81
BP	1 año	2222,14 ±91,96	191,02 ±32,68	35,99 ±3,68	85,27 ±10,33
	5-10 años	2049,61 ±79,95	209,61 ±32,09	31,89 ±5,23	114,86 ±16,40
	50 años	2237,66 ±53,84	160,08 ±19,46	19,62 ±2,23	112,32 ±13,92
CP relativizado	1 año	29,42 a	26,82 a	35,29 a	34,13 a
	5-10 años	30,77 a	27,67 a	54,40 a	23,73 a
	50 años	103 b	132,91 b	75,27 a	85,56 b
	F	89,67	28,33	2,72	19,20 (H)
	P	<0,0001	<0,0001	0,0774	0,0001
2010					
Tipo de intervención (T)	Edad desde la intervención (E)	Hojas (Kg/ha)	Ramas (Kg/ha)	Semillas (Kg/ha)	Misceláneas (Kg/ha)
CP	1 año	759,29 ±120,88	45,27 ±7,93	3,65 ±0,79	18,24 ±6,90
	5-10 años	650,43 ±70,28	29,61 ±7,54	6,35 ±2,47	19,02 ±3,57
	50 años	2611,71 ±84,12	145,87 ±15,47	2,95 ±1,03	57,19 ±4,10
BP	1 año	2540,2 ±102,88	171,67 ±19,60	11,81 ±3,04	53,49 ±5,21
	5-10 años	2265,63 ±132,24	156,08 ±21,08	2,6 ±0,63	74,77 ±6,11
	50 años	2739,55 ±69,52	129,15 ±10,65	4,79 ±2,08	90,72 ±12,86
CP relativizado	1 año	31,3 a	31,59 a	56,55 a	37,12 a
	5-10 años	29,64 a	25,81 a	171,71 a	27,48 ab
	50 años	95,46 b	112,83 b	175,31 a	73,05 b
	F	29,01 (H)	33,07	1,54	4,97
	P	<0,0001	<0,0001	0,2268	0,0117

Calidad de la hojarasca

Los cambios de la calidad de los sitios intervenidos fueron evaluados respecto del bosque original, por lo que se consideró la concentración foliar de los nutrientes en los CP relativizadas a los valores de los bosques primarios respectivos (Figura 4.4). Salvo algunas excepciones, la concentración de los nutrientes en las hojas presentó el mismo patrón en ambos años.

La concentración de Ca fue significativamente menor al año de la corta respecto de los sitios cortados hace más de 50 años, ($F_{2009}=3,45$, $P<0,05$; $F_{2010}=19,70$, $P<0,01$). La hojarasca de los sitios cortados hace 5-10 años presentaron valores intermedios (2009) o similares a los sitios de más de 50 años (2010) (Figura 4.4).

La concentración de K fue mayor en las cortas de 1 año, si bien esta tendencia se observó en ambos años, sólo fue significativa en el 2010 ($F=6,19$, $P=0,01$) (Figura 4.4).

La concentración de P fue mayor en los sitios cortados hace 5-10 años ($F_{2009}=14,99$, $F_{2010}=27,57$; $P<0,01$). Las concentraciones de P en los sitios de 1 y más de 50 años siempre fueron menores, mostrando variaciones entre los años (Figura 4.4).

La concentración de N de los sitios cortados hace 5-10 años fueron más bajo que los sitios de 1 y más de 50 años en el 2009 ($F=6,48$; $P<0,01$), sin embargo estas diferencias no fueron significativas en el segundo año de muestreo (Figura 4.4).

Considerando el comportamiento de los sitios intervenidos con respecto a los bosques primarios sin intervención, se observa que en líneas generales todos los nutrientes analizados se mantuvieron con valores cercanos o levemente inferiores a los BP (cercanos al 100 en la Figura 4.4), con la excepción del P que en las cortas de 5-10 años presentaron un aumento de entre el 20 y el 52%.

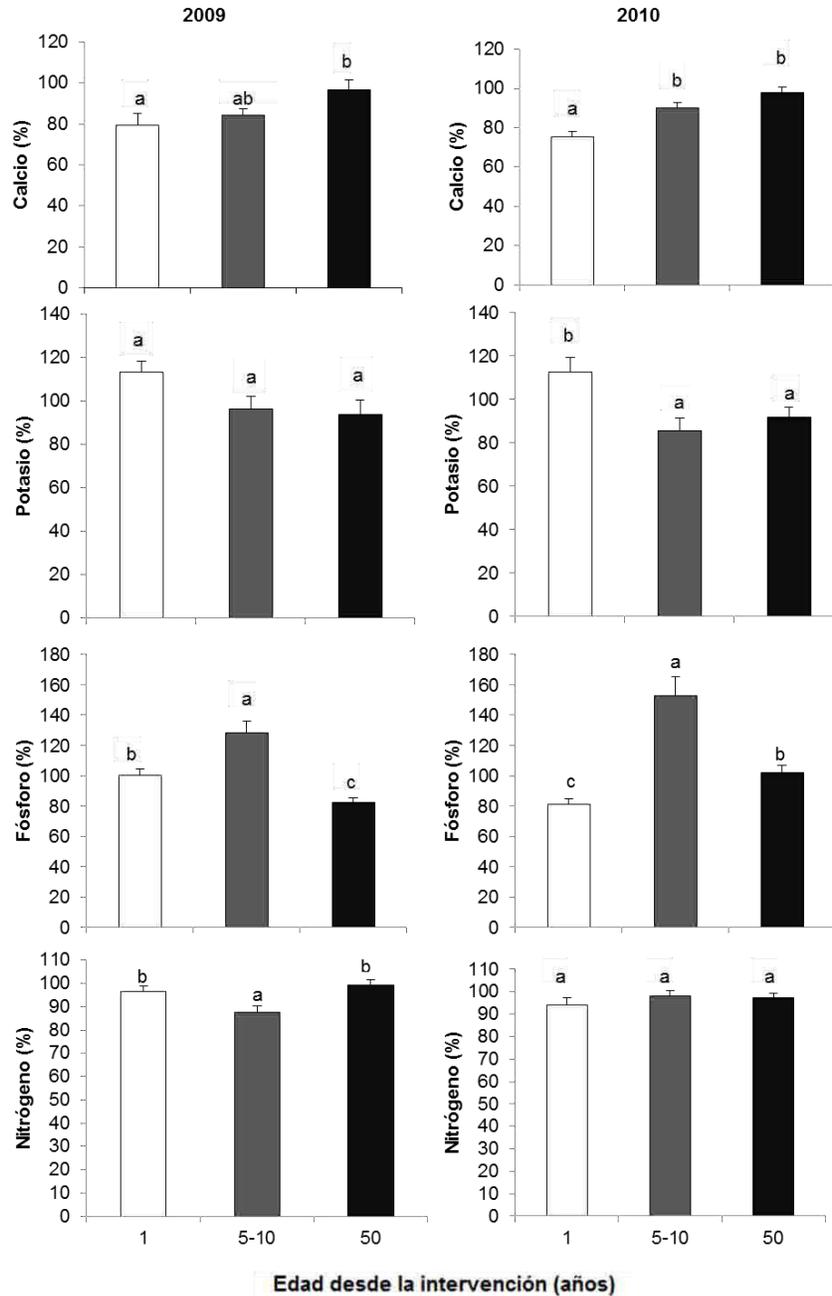


Figura 4.4. Concentración de nutrientes en hojas de *N.pumilio* intervenidos bajo cortas de protección (CP). Las hojas fueron colectadas durante el otoño de 2009 y 2010. Los valores están relativizados a los respectivos bosques primarios (BP) y comparados entre las distintas edades desde la intervención (1, 5-10 y más de 50 años). Valores cercanos a 100 indican similitud del CP a su respectivo BP, valores mayores /menores 100 indican aumento/disminución de la concentración del nutriente respecto de su BP. Las barras verticales corresponden a los errores estándar. Letras diferentes indican diferencias a una significancia de $P < 0,05$.

La Figura 4.5 muestra el reservorio de Ca, K, P y N en la hojarasca caída para el mes de abril. En todos los casos, la interacción en el análisis fue significativa. Para todos los nutrientes se observó un patrón similar, siendo los nutrientes acumulados en las cortas de protección significativamente menor respecto del bosque primario en los primeros años de intervención, pero estas diferencias desaparecen en los sitios con intervenciones de más de 50 años.

Considerando los BP, los reservorios de Ca, K y N de las distintas edades desde la intervención fueron similares en el 2009 ($F_{Ca}=1,06$, $F_K=0,15$, $F_N=2,32$; $P>0,05$), sin embargo, en el 2010 éstos se comportaron de forma diferente, siendo los controles de 5-10 años los que presentaron menos reservas ($F_{Ca}=16,64$, $F_K=18,53$, $F_N=10,03$; $P<0,01$).

El reservorio de P en los controles tuvo el mismo patrón en los dos años, siendo los de 5-10 años significativamente menor que los de 1 y más de 50 años ($F_{2009}=34,21$, $F_{2010}=107,61$; $P<0,01$).

Aunque en líneas generales, el 2010 tuvo valores más altos en reservorio foliar de nutrientes, sólo el Ca y el K presentaron diferencias significativas ($F_{Ca}=28,72$, $F_K=140,11$; $P<0,01$), habiéndose incrementado los valores en un 28% en el caso del Ca y más del 100% en el caso del K respecto del 2009.

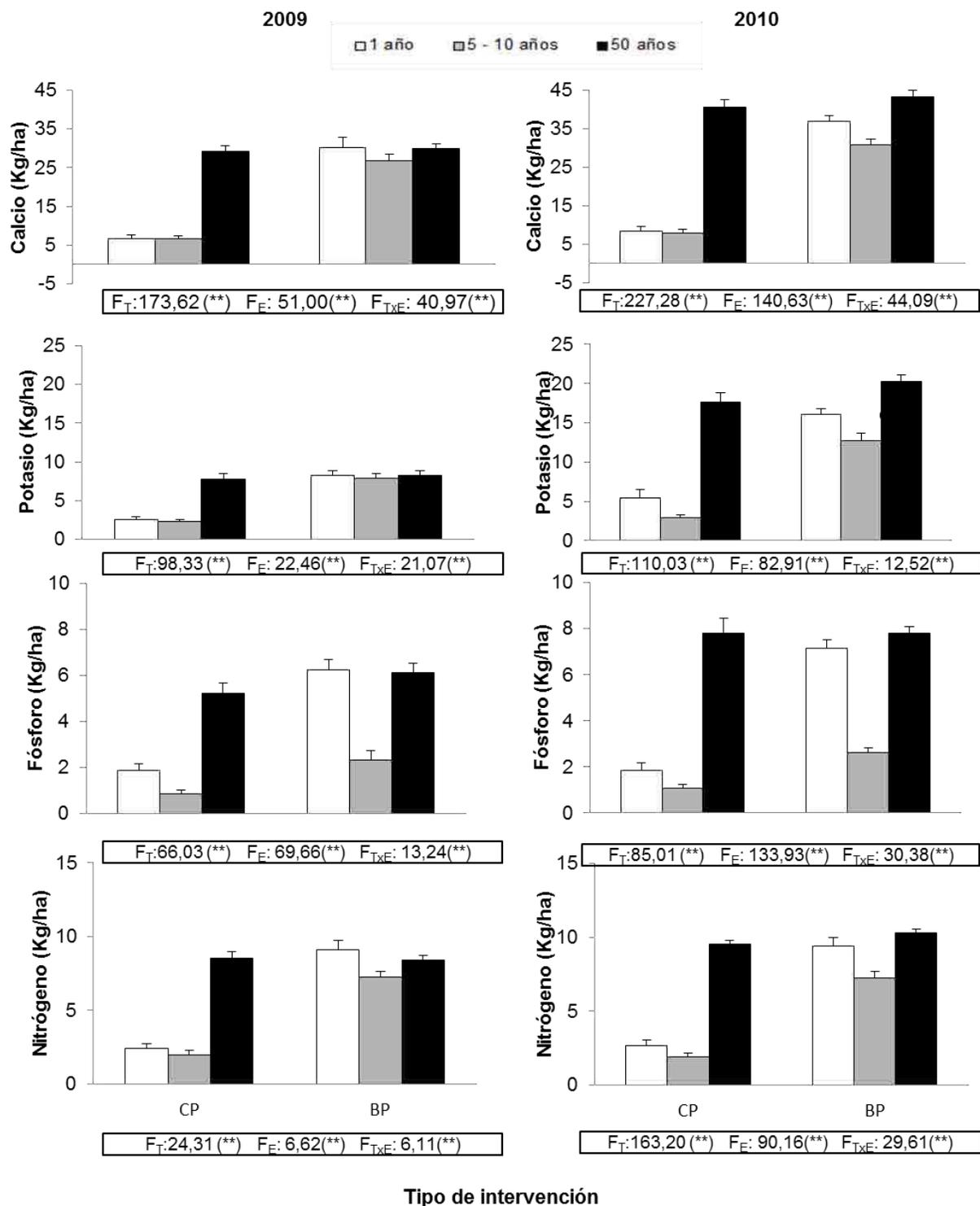


Figura 4.5. Reservorio foliar de Calcio (Ca), Potasio (K), Fósforo (P) y Nitrógeno (N) (Kg/ha) en sitios con distinto tipo de intervención (T) (cortas de protección-CP y bosques primarios -BP) y distinta edad desde la intervención (E) (1, 5-10 y más de 50 años). Las barras verticales representan los errores estándar. En los recuadros, se presentan los valores de F y la significancia estadística entre paréntesis (**: $P < 0,01$). TxE se refiere a la interacción entre tratamientos.

Discusión

Los resultados obtenidos indican que el sistema de cortas de protección produce disminuciones en el flujo de hojarasca y en el potencial retorno de nutrientes en los primeros años desde la intervención, lográndose una recuperación de estas a los 50 años desde la intervención. Resultados similares fueron obtenidos por Caldentey et al. (2001), donde el flujo de hojarasca anual fue de 2 t.ha^{-1} para un bosque sin intervención, mientras que para el bosque con intervención reciente con corta de protección ésta se redujo a la mitad. Estas diferencias en los primeros años desde la intervención se pueden explicar por las reducciones en el número de árboles, área basal, y especialmente en la cobertura del dosel (ver capítulo 2), reforzando el hecho de que la caída de hojarasca depende principalmente de la masa de hojas existentes en el rodal (Adu-Bredu et al. 1997). En este punto, es importante mencionar que, al relativizar la producción de hojarasca al área basal remanente, se observa que los sitios bajo corta de protección producen más hojarasca relativa que los no intervenidos (datos no mostrados), lo que podría estar indicando reajustes a nivel rodal (menor competencia por luz y nutrientes) para mantener la producción y así contrarrestar la pérdida provocada por la extracción. Los valores de producción total de hojarasca ($3,7 \text{ t.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ considerando sólo los bosques primarios) concuerdan con los valores de productividad citados para bosques de zonas templadas frías ($1-6 \text{ t.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$) (Bray & Gorham 1964), pero resultan menores que los hallados para bosques deciduos de *Nothofagus* de Nueva Zelanda ($5,7 \text{ t.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$) (Miller & Hurst 1957) y de Australia ($6,5 \text{ t.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$) (Howard 1972); y mayores que los presentados por Frangi et al. (1995) ($0,99-2,6 \text{ t.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$) y Caldentey et al. (2001) para Tierra del Fuego, Argentina y Chile,

respectivamente. Estas diferencias no son sorprendentes, debido a la variabilidad interanual encontrada en este trabajo para los dos años analizados, que se manifestó tanto en la producción como en la calidad de la hojarasca.

Las hojas fueron el componente principal de la hojarasca (83%); resultados similares fueron registrados para esta especie (Moretto et al. 2005) y para *N. alpina* y *N. obliqua* en el bosque valdiviano del centro-sur de Chile (Staelens et al. 2011). En contraposición a las hojas, las semillas fueron las menos representadas, con rangos de producción muy variables (2,6-31,87 kg.ha⁻¹), tanto dentro como entre años, con errores que representaron hasta un 43% de variación. Estas variaciones tan altas han sido mencionadas en otros trabajos referidos al género *Nothofagus* (Kelly 1994, Kelly & Sork 2002, Martínez Pastur et al. 2008); y aunque aún no queda claro a qué factores se atribuye esta variabilidad es sabido que las especies del género presentan ciclos de semillazón cada aproximadamente 7 años (Wardle 1984, Cuevas 2000). En el caso particular de este estudio, sin embargo, los valores de biomasa y cantidad de semillas (64 kg.ha⁻¹ y 5 millones de semillas.ha⁻¹ promedio para los BP en el 2009, Mansilla datos no publicados) no corresponden a los citados para los años con semillazón masiva (15 millones.ha⁻¹ según Schmidt et al. 1995).

Al igual que en la producción total de hojarasca, los compartimentos (a excepción de las semillas) fueron afectados por la edad desde la intervención del bosque. El hecho de que las semillas no presenten diferencias llama la atención, ya que otros trabajos en la zona muestran menor producción de semillas en sitios intervenidos recientemente (Martínez Pastur et al. 2004, 2008), aunque las diferencias podrían deberse a la gran variabilidad que presentó este compartimento en este estudio. Como

se mencionó anteriormente, otro factor que podría estar homogeneizando los resultados en lo referente a las semillas, podría ser la gran variabilidad que existió en cuanto a la biomasa de éstas, tanto dentro como entre sitios, resultando esto en dispersiones muy grandes que podrían ocultar diferencias. A pesar de esta falta de diferencias en lo que respecta a la biomasa de semillas, no pasa lo mismo con la calidad de la semillas, medida a través del peso por semilla, ya que se encontró que las semillas de los sitios de más de 50 años desde la intervención presentaron semillas más pesadas (Mansilla et al. 2010), lo que podría influir en la viabilidad que presenten estas semillas (Mansilla comunicación personal).

Las hojas de lenga mostraron la siguiente secuencia decreciente de concentración y reservorio de macronutrientes $Ca > K > N > P$, la cual es parcialmente similar a la presentada por Frangi et al. (2004) para estos bosques. Por otro lado, existieron diferencias interanuales para algunos nutrientes; tanto el K como el Ca presentaron concentraciones mayores en el año 2010 respecto del 2009 (ver ANEXO 1 Tabla 1), sin hallarse diferencias en el caso del N y el P. En lo que respecta a la intervención del bosque, la concentración de nutrientes mostró diferencias en cuanto a los tratamientos planteados, hallándose un efecto inmediato en los sitios con corta reciente, los que presentaron menos concentración de Ca y P, y más concentración de K. El mismo efecto inmediato de la corta sobre los sitios de 1 y 5-10 años desde la intervención se presentó en los reservorios. A diferencia de estos resultados, Caldentey et al. (2001) no encontró diferencias en la concentración de nutrientes al comparar sitios intervenidos recientemente con bosques sin intervenir, lo que podría atribuirse a diferencias en las calidades de sitio de ambos estudios.

Debido a que la hojarasca juega un rol fundamental no sólo en el reciclado de nutrientes (Martin et al. 1996), sino también en el mantenimiento de la temperatura y humedad del suelo (Schutz 1990) y en la supervivencia y germinación de las semillas (Cintra 1997), es de esperar que el efecto de la intervención aquí presentado repercuta sobre estos parámetros y procesos por lo menos durante los primeros años desde la intervención, ya que pareciera que el efecto de la intervención sobre la producción del bosque se perdiera pasados los 50 años.

Capítulo 5

Descomposición de la materia orgánica y liberación de nutrientes

Introducción

La descomposición de la hojarasca y la posterior liberación de nutrientes es un proceso fundamental en el ciclo de nutrientes en la mayor parte de los ecosistemas terrestres ya que éstos constituyen un componente clave del funcionamiento y estabilidad de los ecosistemas forestales (Meentemeyer 1978, Swift & Anderson 1989, Van Vuuren et al. 1993, Aerts & De Caluwe 1997, Chapin et al. 2002).

En los ecosistemas boscosos, la tasa de descomposición de la hojarasca está regulada por factores abióticos y bióticos (Swift et al. 1979). Entre los primeros tienen preponderancia las condiciones ambientales, como la temperatura y la humedad debido a la influencia que ejercen sobre la actividad de los microorganismos que participan en la descomposición (Vitousek et al. 1994, Hobbie 1996, Austin & Vivanco 2006). En el piso forestal es donde ocurre gran parte de la actividad microbiana, es por ello que deben tenerse en cuenta las condiciones microclimáticas generadas por la estructura del bosque, densidad y presencia de especies (Finzi et al. 1998, Coûteaux et al. 2001). También deben considerarse los factores edáficos como el pH, la textura y densidad del suelo y la concentración de fósforo y calcio (Beyer & Irmler 1991, Martin et al. 1993). Por otra parte, los factores bióticos más importantes son la abundancia y variedad de organismos descomponedores, principalmente hongos y bacterias (Swift et al. 1979, Wardle & Lavelle 1997), y la composición química del material vegetal, a

menudo denominada calidad de la hojarasca (Melillo et al. 1982, Taylor et al. 1989, Aber et al. 1990,1991, Vivanco & Austin 2008). Estos factores de regulación actúan simultáneamente e interaccionan unos con otros determinando la tasa de descomposición.

La intervención del bosque produce alteraciones no solo en la biomasa aérea y del suelo, sino también en los procesos entre el suelo y la vegetación. Generalmente se considera que la descomposición se ve acelerada en sitios intervenidos forestalmente (Piene & Van Cleve 1978), debido a las condiciones de mayor temperatura y humedad que se crean como consecuencia de los cortes; aunque se han observado tasas de descomposición más lentas (Weetman 1965, Prescott 1997, Palacios Bianchi 2003) dependiendo del clima de la región (Yin et al. 1989). La remoción de las distintas fracciones orgánicas podrían afectar el almacenaje y flujo de la materia orgánica y de nutrientes en el mantillo (Hyvönen et al. 2000), afectando la producción primaria, el contenido e intercambio de carbono y nutrientes entre el suelo y la atmósfera. Además, se han registrado reducciones en la microflora y fauna después de la intervención forestal (Sundman et al. 1978, Seastedt & Crossley 1981, Blair & Crossley 1988, Vlug & Borden 1973), y alteraciones en la comunidad de hongos que habitan la madera, debido a cambios en las cantidades y en los tipos de residuos que se generan en el bosque después de la intervención (Lindner et al. 2006). Existen pocos trabajos que evalúen el impacto de las intervenciones forestales sobre el proceso de descomposición a lo largo de una cronosecuencia; sin embargo este es un factor que debe ser tomado en cuenta al evaluar la dinámica del N y del C del suelo (Johnson & Curtis 2001, Idol et al. 2003).

Las tasas de descomposición de la hojarasca (k) de los bosques deciduos de *Nothofagus* de Tierra del Fuego se caracterizan por ser lentas (Godeas et al. 1985, Frangi et al. 1997, Moretto et al. 2005) con un rango de valores entre 0,40 a 0,84 años⁻¹, en coincidencia con los k correspondientes a otros bosques deciduos templados (0,25 a 0,7 años⁻¹) (Frangi et al. 2005). La descomposición es aún más lenta para materiales gruesos (ramas gruesas y troncos) respecto a la hojarasca con ramas finas (Frangi et al. 1997), siendo estas tasas de descomposición menores en altitud (Barrera 2000). Tasas similares de descomposición fueron registradas para lenga y otras especies de *Nothofagus* en el resto de Patagonia (Godeas 1988, Vivanco & Austin 2008, Bahamonde et al. 2012a). En bosques de *Nothofagus* sp, la presión de las prácticas de manejo forestal no solo modifican la estructura y cobertura aérea (Schmidt & Urzúa 1982, Martínez Pastur et al. 2000) sino que producen alteraciones sobre los componentes abióticos, como el microclima a nivel de suelo (temperatura y humedad) (Caldentey 1999-2000, Promis et al. 2010), y sobre los componentes bióticos, como alteración de la comunidad y abundancia de organismos descomponedores (Spagarino et al. 2001, Ducid et al. 2005, Lencinas et al. 2008). Estudios previos, reportaron tasas de descomposición más rápidas en los sitios intervenidos (Caldentey et al. 2001, Mormeneo et al. 2004, Moretto et al. 2005); estas diferencias fueron relacionadas con una mayor entrada lumínica y mayor temperatura, provocada por la disminución de la cobertura arbórea (Caldentey et al. 1999-2000, Ibarra et al. 2011). Sin embargo, no existen estudios que evalúen el efecto en el tiempo de los procesos del suelo.

Debido a la importancia del ciclado de C y de los nutrientes en estos bosques, es crucial continuar con el estudio de la descomposición y la liberación de nutrientes en bosques bajo manejo forestal y en áreas aledañas a ellos, para evaluar así la continuidad de estos ecosistemas nativos.

Hipótesis y Objetivos

Las hipótesis planteadas para este capítulo son las siguientes:

- El sistema de manejo forestal (Corta de protección-CP) y las prácticas asociadas (Canchones-Ca) favorecen la descomposición de la materia orgánica y la liberación de nutrientes respecto de los sitios control (Bosque primario-BP).
- La antigüedad de la intervención afecta la descomposición y la liberación de nutrientes.

El objetivo fue evaluar el efecto de la intervención forestal sobre la descomposición de la materia orgánica foliar y la dinámica de nutrientes en bosques de lenga con distintos tipos de intervención (CP, Ca y BP) y distintas edades desde la intervención (1, 5-10 y más de 50 años).

Metodología

Establecimiento del ensayo

En otoño de 2008 se colectaron hojas senescentes de lenga de la zona del ecotono fueguino. Las hojas se colectaron en telas media-sombra, instaladas a 1,5 m del suelo, mensualmente se retiraron las hojas caídas a fin de evitar su deterioro. Estas hojas fueron secadas a temperatura ambiente (20 °C) y clasificadas según la coloración

y el estado de ataque por patógenos. Para la descomposición in situ se utilizó la metodología propuesta por Bockock et al. (1960); para ello se llenaron con 2 g de hojas senescentes sanas, bolsas de tela de fibra de vidrio engomada de 10x10 cm, con una trama de 2 mm² de poro. Submuestras de las hojas se secaron en estufa 72 h a 70 °C para corregir el peso del material incubado y expresarlo en base a la materia seca.

En febrero de 2009 en cada tipo de intervención y edad desde la intervención (3x3), se establecieron 5 parcelas a lo largo de una transecta dentro del área de estudio y se instalaron 4 bolsas asignadas al azar por parcela, totalizando 540 bolsas distribuidas en las 9 combinaciones de los tratamientos. Las bolsas con hojas se depositaron sobre la superficie del suelo (Figura 5.1); en el caso de los sitios con corta de protección éstas fueron ubicadas cerca de tocones, mientras que en las áreas control se instalaron cerca de la base de los árboles, y en los canchones cerca de troncos caídos.



Figura 5. 1. Bolsas de descomposición conteniendo hojas senescentes de *N. pumilio* instaladas en el campo

Descomposición de la materia orgánica

Luego de 3, 9, 15 y 21 meses desde su instalación en el campo, se colectó una bolsa por cada parcela en cada tiempo de cosecha. Una vez en el laboratorio las bolsas se limpiaron cuidadosamente y se pesaron luego de previo secado en estufa a 70 °C durante 48 h. Una submuestra se calcinó en mufla a 500 °C durante 4 h, lo cual permitió la expresión del peso en base a materia orgánica (Harmon et al. 1999). Se determinó la constante de descomposición (k , año⁻¹) utilizando el modelo exponencial propuesto por Olson (1963):

$$\ln (X_{\text{final}}/ X_{\text{inicial}}) = -k t_{\text{final}},$$

donde, X_{final} (g) es el peso seco de la materia orgánica remanente al tiempo de extracción t ; X_{inicial} (g) el peso seco de materia orgánica remanente al tiempo de extracción 0; y k la tasa o constante de descomposición. A partir de la constante de descomposición, se calculó el tiempo necesario para que se descomponga el 99% de la hojarasca (t_{99} , años).

Concentración y dinámica de nutrientes

Sub-muestras del material inicial (sin descomponer) y del material recuperado en cada fecha de cosecha se analizaron para evaluar la concentración de nutrientes de la broza en el momento de extracción y estimar la liberación de nutrientes en base a la concentración inicial de nutrientes y la masa perdida. Se determinó el contenido de carbono (C), nitrógeno total (N), fósforo (P), calcio (Ca), potasio (K), lignina, hemicelulosa y celulosa; en estos tres últimos casos sólo se analizó al inicio y al final del ensayo, debido a que estos compuestos se descomponen recién en etapas avanzadas de la descomposición. En el caso del segundo tiempo de extracción, sólo se

analizó el N. En la Tabla 5.1 se presentan los valores correspondientes a la calidad inicial del material de partida. El contenido de C se estimó como la mitad de la materia orgánica del material, ya que los valores de C orgánico en las plantas oscilan entre el 48 y 52% de la materia orgánica (Gallardo & Merino 1993). Las determinaciones de N se realizaron siguiendo el procedimiento estándar de digestión ácida de Kjeldahl; las de P se realizaron por el método de Olsen (Olsen et al. 1954); las de Ca a través de espectroscopía de absorción atómica; las de K por espectroscopía de emisión de llama y las de lignina y celulosa mediante extracciones sucesivas con detergentes y ácidos (Van Soest 1963). La liberación de nutrientes se calculó como el porcentaje remanente respecto del contenido original (Harmon et al. 1999):

$$\text{Liberación de nutrientes} = \%N_t \cdot PS_t / \%N_0 \cdot PS_0$$

donde, $\%N_t$ = concentración de nutriente al tiempo t,

PS_t = peso seco al tiempo t,

$\%N_0$ = concentración inicial del nutriente,

PS_0 = peso seco inicial

Tabla 5.1. Calidad inicial de la hojarasca utilizada para las bolsas de descomposición. Todas las situaciones partieron del mismo material. Los valores iniciales representan los valores promedios \pm error estándar.

C (%)	46,44 \pm 0,03
P (%)	0,25 \pm 0,004
K (%)	0,38 \pm 0,005
Ca (%)	1,61 \pm 0,02
N (%)	0,54 \pm 0,01
Lignina (%)	16,70 \pm 0,23
Hemicelulosa (%)	12,90 \pm 0,50
Celulosa (%)	10,75 \pm 0,13
C/N	87,72 \pm 2,51
C/P	187,15 \pm 3,79
N/P	2,15 \pm 0,09
Lignina/N	32,24 \pm 0,66
Lignina /P	66,91 \pm 1,52

Análisis estadístico

Todas las comparaciones entre los tipos de intervención y la edad desde la intervención se realizaron mediante ANVA de dos vías. La constante de descomposición (k) de cada parcela, fue estimada por regresión lineal utilizando las 4 bolsitas extraídas a lo largo de los 21 meses. Se calcularon las tasas parciales de descomposición para cada fecha de extracción. A fin de simplificar los resultados obtenidos, en este capítulo sólo se hace referencia a los ANVA correspondiente al último tiempo de extracción, el resto de los análisis se encuentran en el Anexo 2 (Tabla 1, 2 y 3). Se realizaron distintas transformaciones para cumplir con los supuestos del análisis. Cuando los valores de F de los ANVAs fueron significativos ($P < 0,05$), la comparación de medias se hizo mediante la prueba de Tukey.

Se realizaron correlaciones entre el porcentaje de materia orgánica remanente a los 9 meses y las variables microclimáticas presentadas en el capítulo 3 (precipitación, humedad del suelo y temperatura del aire y del suelo) para la misma fecha usando el coeficiente de correlación de Pearson.

Resultados

Descomposición de la materia orgánica

Los valores de materia orgánica remanente oscilaron entre 25,81 y 68,34% a los 21 meses de descomposición. Los sitios de más de 50 años desde la intervención fueron los que presentaron menor porcentaje de materia orgánica remanente (54,25%), aunque las diferencias sólo fueron significativas con respecto a los sitios de 1 año (59,12%) ($F= 4,81$; $P<0,01$) (Figura 5.2). No se encontraron diferencias entre los tipos de intervención ($F= 1,16$; $P>0,05$). La interacción entre tratamientos no resultó significativa ($F= 1,14$; $P>0,05$).

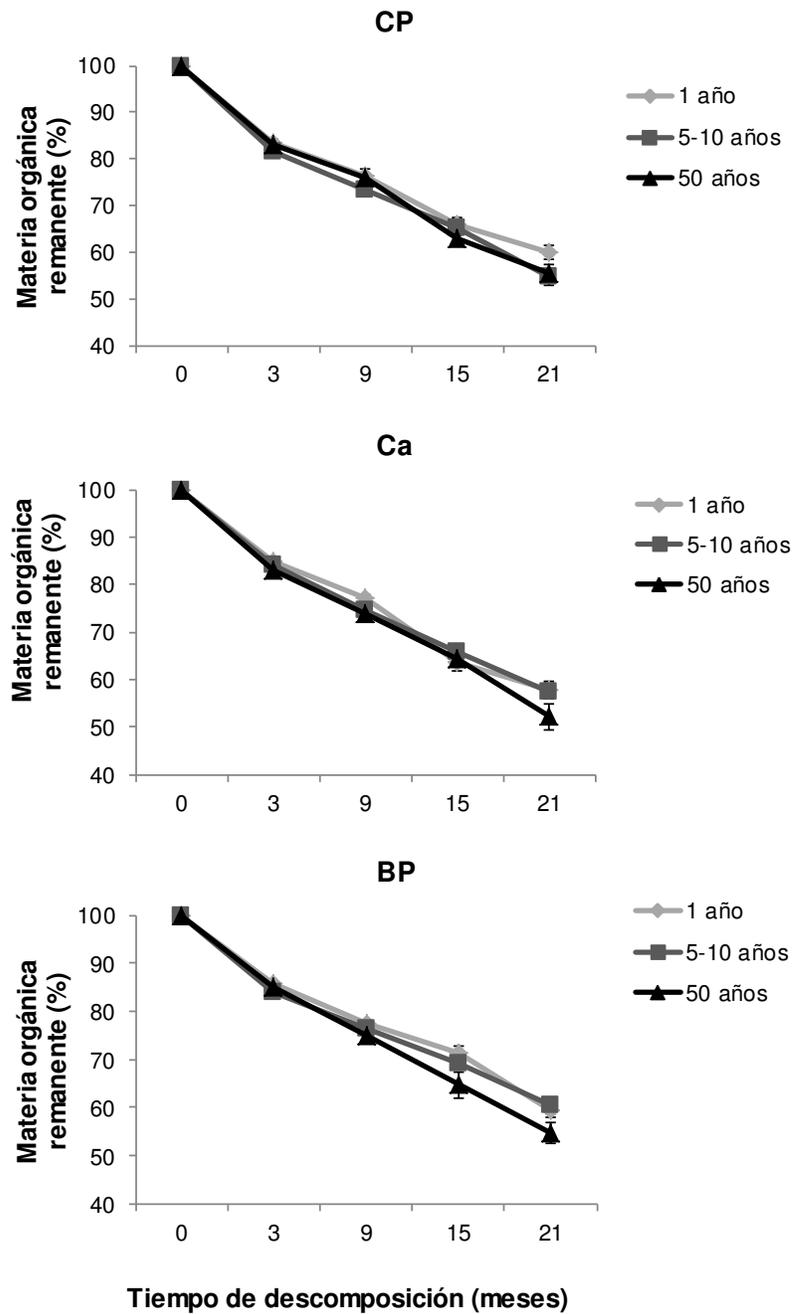


Figura 5.2. Porcentaje de materia orgánica remanente de hojas de lenga a través del tiempo de descomposición (meses) para los tres tipos de intervenciones consideradas (cortas de protección-CP, canchones-Ca y bosques primarios-BP). Los distintos colores y símbolos indican edad desde la intervención (1, 5-10 y más de 50 años).

La constante de descomposición calculada luego de 21 meses de incubación presentó valores absolutos que fluctúan entre 0,19 y 0,57 años⁻¹. En concordancia con la materia orgánica remanente, la descomposición fue significativamente mayor en los sitios de más de 50 años desde la intervención (promedio $k_{50} = 0,35$ años⁻¹) respecto a los sitios de intervenciones más recientes (promedio $k_1 = 0,29$ años⁻¹; promedio $k_{5-10} = 0,30$ años⁻¹) ($F = 7,77$; $P < 0,01$), no encontrándose diferencias entre los tipos de intervención ($F = 1,39$; $P > 0,05$). No se registró interacción entre tipo de intervención y edad desde la intervención ($F = 0,54$; $P > 0,05$). El efecto de la edad desde la intervención sobre la descomposición fue constante a lo largo del período evaluado (Tabla 5.2); a los 3, 9 y 15 meses de extracción se observó mayor descomposición en los sitios de 50 años, si bien en el último caso no resultó significativo, se observó la misma tendencia (Tabla 5.2, ANEXO 2 Tabla 1). El tipo de intervención tuvo un efecto significativo sobre la descomposición al comienzo de la misma, siendo a los 3 y 15 meses mayor en los CP (Tabla 5.2, ANEXO 2 Tabla 1). El tiempo necesario para que se descomponga el 99% varió entre 8,60 y 24,35 años, tomando en promedio 17 años en descomponerse la totalidad de la materia orgánica en los BP.

Tabla 5.2. Constante de descomposición (k) calculada luego de 3, 9, 15 y 21 meses de descomposición de hojas de lenga en sitios intervenidos con cortas de protección (CP), canchones (Ca) y bosques primarios (BP) con distinta edad desde la intervención (1, 5-10 y más de 50 años). Además se presenta el tiempo necesario para que se descomponga el 99% de la hojarasca (t_{99} , años). Se muestran los valores promedios \pm error estándar.

Tipo de intervención	Edad desde la intervención (años)	k				t_{99} (años)
		3 meses	9 meses	15 meses	21 meses	
CP	1	0,76 \pm 0,04	0,37 \pm 0,02	0,33 \pm 0,02	0,28 \pm 0,02	17,62 \pm 0,86
	5-10	0,87 \pm 0,04	0,45 \pm 0,07	0,34 \pm 0,02	0,32 \pm 0,02	14,84 \pm 0,75
	50	0,78 \pm 0,03	0,37 \pm 0,01	0,37 \pm 0,02	0,34 \pm 0,02	15,38 \pm 0,84
Ca	1	0,70 \pm 0,02	0,36 \pm 0,02	0,36 \pm 0,02	0,31 \pm 0,02	15,77 \pm 0,79
	5-10	0,73 \pm 0,03	0,41 \pm 0,01	0,34 \pm 0,01	0,30 \pm 0,01	16,27 \pm 0,78
	50	0,79 \pm 0,03	0,42 \pm 0,01	0,38 \pm 0,02	0,36 \pm 0,02	13,90 \pm 0,95
BP	1	0,64 \pm 0,03	0,35 \pm 0,01	0,29 \pm 0,02	0,28 \pm 0,02	17,66 \pm 0,89
	5-10	0,73 \pm 0,03	0,37 \pm 0,02	0,30 \pm 0,01	0,27 \pm 0,01	17,54 \pm 0,77
	50	0,69 \pm 0,03	0,41 \pm 0,02	0,35 \pm 0,03	0,34 \pm 0,02	15,14 \pm 1,22

Concentración y dinámica de nutrientes

La concentración de nutrientes se observa en la Figura 5.3, se partió en todos los casos de la misma hojarasca, por lo que al inicio de la descomposición ($t=0$) la concentración es la misma para las diferentes situaciones, luego en el gráfico se observa la concentración de los nutrientes sometida a los distintos tipos de intervención y edad desde la misma. Se distinguen dos grupos: aquellos que disminuyen su concentración a través del proceso de descomposición, como lo son el P y el K (Figura 5.3A y B); y por otro lado se encuentran los que la aumentan, como es el caso del Ca y el N (Figura 5.3C y D).

La concentración de P osciló entre 0,05 y 0,11%. Al cabo de 21 meses, la concentración de P fue afectada por la edad desde la intervención, siendo los sitios de más de 50 años los que presentaron las concentraciones más altas respecto de los sitios intervenidos más recientemente (Figura 5.3A). La concentración de K, varió entre 0,05 y 0,24%; al igual que el P, también fue afectada por la edad desde la intervención;

la concentración de los sitios de 5-10 años fue significativamente menor respecto del resto de las edades de intervención (Figura 5.3B). En ninguno de estos dos nutrientes se encontraron diferencias significativas entre los tipos de intervención.

La concentración de Ca presentó valores que variaron entre 1,04 y 2,45%; esta variable fue afectada tanto por la edad desde la intervención como por el tipo de intervención. Las concentraciones más altas se encontraron en los sitios de más de 50 años, respecto de los sitios intervenidos más recientemente (Figura 5.3C). Por otro lado, los canchones fueron los que presentaron menores concentraciones respecto a las CP y a los BP.

La concentración de N varió entre 0,70 y 1,23%, y no fue afectada por los tratamientos considerados.

Con respecto a la concentración de lignina, los valores oscilaron entre 10 y 36%, presentando un incremento desde el comienzo ($t=0$) hacia el tiempo final (21 meses). No se encontraron diferencias significativas en el análisis al considerar 21 meses desde la instalación (Figura 5.4).

La hemicelulosa presentó un rango de concentraciones de 5,31 a 14,53%, y su comportamiento tendió a disminuir con el tiempo de descomposición. Esta variable presentó diferencias en cuanto al tipo de intervención, siendo los Ca los de menor concentración respecto a los CP y BP. No se encontraron diferencias entre edad desde la intervención.

Los valores de celulosa oscilaron entre 4 y 13%, y tendieron a disminuir con el tiempo de descomposición. Los sitios de más de 50 años presentaron concentraciones de celulosa significativamente menores que los sitios con intervenciones más recientes. No se encontraron diferencias entre los tipos de intervención.

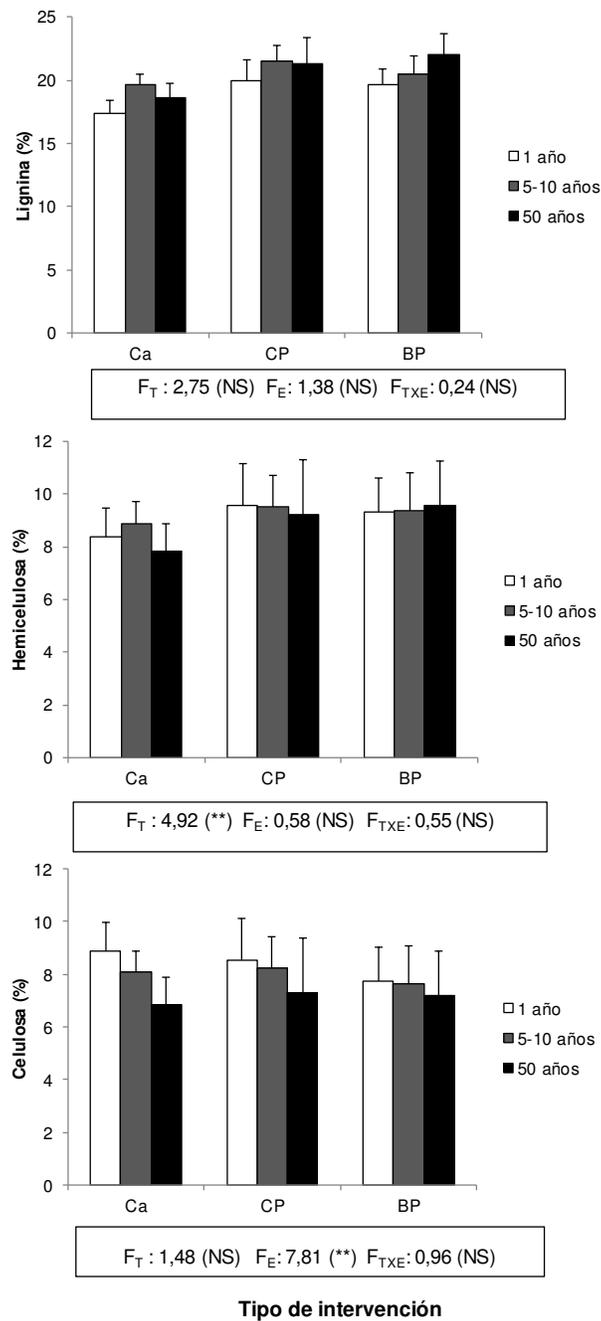


Figura 5.4. Concentración de lignina (%), hemicelulosa (%) y celulosa (%) en sitios con distintos tipos de intervención (T) (cortas de protección-CP, canchones-Ca y bosques primarios-BP) y distinta edad desde la intervención (E) (1, 5-10 y más de 50 años) en función del tiempo de descomposición (meses). Las barras verticales corresponden a los errores estándares. En los recuadros, se presentan los valores de F y la significancia estadística entre paréntesis (**: $P < 0,01$; NS: $P > 0,05$). TxE se refiere a la interacción entre tratamientos.

A los 21 meses, las relaciones C/N, C/P, N/P y lignina/P presentaron diferencias significativas respecto a la edad desde la intervención, siendo los sitios de más de 50 años los que presentaron los valores más bajos (Tabla 5.3). La relación lignina/N mostró diferencias en cuanto al tipo de intervención, siendo los Ca los de menor relación respecto a los CP y BP. En ningún caso, se encontró interacción entre los tratamientos (Tabla 5.3).

Tabla 5.3. Relación C/N, C/P, N/P, Lignina/N y Lignina/P evaluada a los 21 meses de descomposición en sitios intervenidos con cortas de protección (CP), canchones (Ca) y bosques primarios (BP) con distinta edad desde la intervención (1, 5-10 y más de 50 años).

Tipo de intervención	Edad desde la intervención (años)	C/N	C/P	N/P	Lignina/N	Lignina/P
CP	1	33,64±1,42	420,54±39,41	12,56±0,82	22,56±2,01	277,41±23,90
	5-10	30,43±1,36	391,73±17,17	12,81±0,32	25,95±1,45	328,64±18,99
	50	33,40±2,22	374,30±28,06	11,50±0,66	25,52±2,68	286,86±22,73
Ca	1	34,65±1,41	436,70±30,58	12,51±0,48	20,46±1,55	266,79±24,71
	5-10	32,11±1,46	401,95±22,56	12,70±0,30	21,69±1,08	275,69±17,27
	50	28,89±2,31	344,32±29,60	11,88±0,49	20,9 ±1,36	242,94±17,85
BP	1	37,30±1,48	418,89±7,34	11,17±0,39	25,87±1,81	285,60±18,52
	5-10	35,0±1,60	464,94±23,98	13,24±0,42	24,64±1,70	325,75±23,70
	50	30,87±1,72	336,56±17,38	11,15±0,31	23,44±2,44	264,66±25,52
F Tipo de intervención (T) (P)		1,74 (NS)	0,21 (NS)	1,02 (NS)	4,47 (*)	2,38 (NS)
F Edad desde la intervención(E) (P)		4,11 (*)	7,12 (**)	7,22 (**)	0,35 (NS)	3,57 (*)
F TxE (P)		1,44 (NS)	1,46 (NS)	1,36 (NS)	0,61 (NS)	0,37 (NS)

*: P<0,05, **: P<0,01, NS: P>0,05

La dinámica de los nutrientes en el curso de la descomposición se observa en la Figura 5.5. Al igual que para la concentración de nutrientes, se distinguen dos grupos: los que se liberan fácilmente, como lo son el P y el K mostrando una rápida disminución durante los primeros meses de descomposición y luego se mantienen constante (Figura 5.5A y B); y los que son retenidos o no muestran una liberación neta durante el

tiempo del ensayo, como es el caso del Ca y el N, los cuales luego de 15 meses comienzan a liberarse (Figura 5.5C y D).

El P se libera rápidamente, quedando al cabo de 21 meses de incubación entre el 10- 24% respecto de la concentración inicial. Su liberación no fue afectada por ninguno de los dos tratamientos (Figura 5.5A).

La liberación de K fue afectada por la edad desde la intervención, siendo mayor la liberación en los sitios de 1 año respecto de los sitios de 5-10 años, y similar a la de los de más de 50 años. El tipo de intervención no tuvo un efecto significativo (Figura 5.5B).

La dinámica del Ca fue afectada por el tipo de intervención, siendo los canchones los sitios que más tendieron a su liberación respecto de las CP y los BP (Figura 5.5C). Es de destacar que en los canchones de 1 y 5-10 años y en los CP de 5-10 años, la liberación del calcio comienza en forma anticipada (15 meses desde el inicio de la descomposición) respecto de los BP (21 meses).

La dinámica del N se mantuvo relativamente constante a lo largo del período evaluado, mostrando una leve tendencia a la liberación hacia el final del mismo. En este caso, la interacción en el ANVA resultó significativa, indicando que la dinámica de N varió según la antigüedad de corte y la intervención aplicada. Al comparar los tipos de intervención dentro de cada edad, los BP liberaron más N que los CP en los sitios de 1 año ($F= 3,36$; $P<0,05$), mientras que en los sitios de 5-10 años los CP liberaron más que los Ca ($F= 4,50$; $P\leq 0,01$), no se encontraron diferencias en los sitios de más de 50 años. Al comparar la edad para cada tipo de intervención, las CP de 1 año

liberaron menos N ($F = 7,79$; $P < 0,01$); no se encontraron diferencias dentro de Ca y BP (Figura 5.5D).

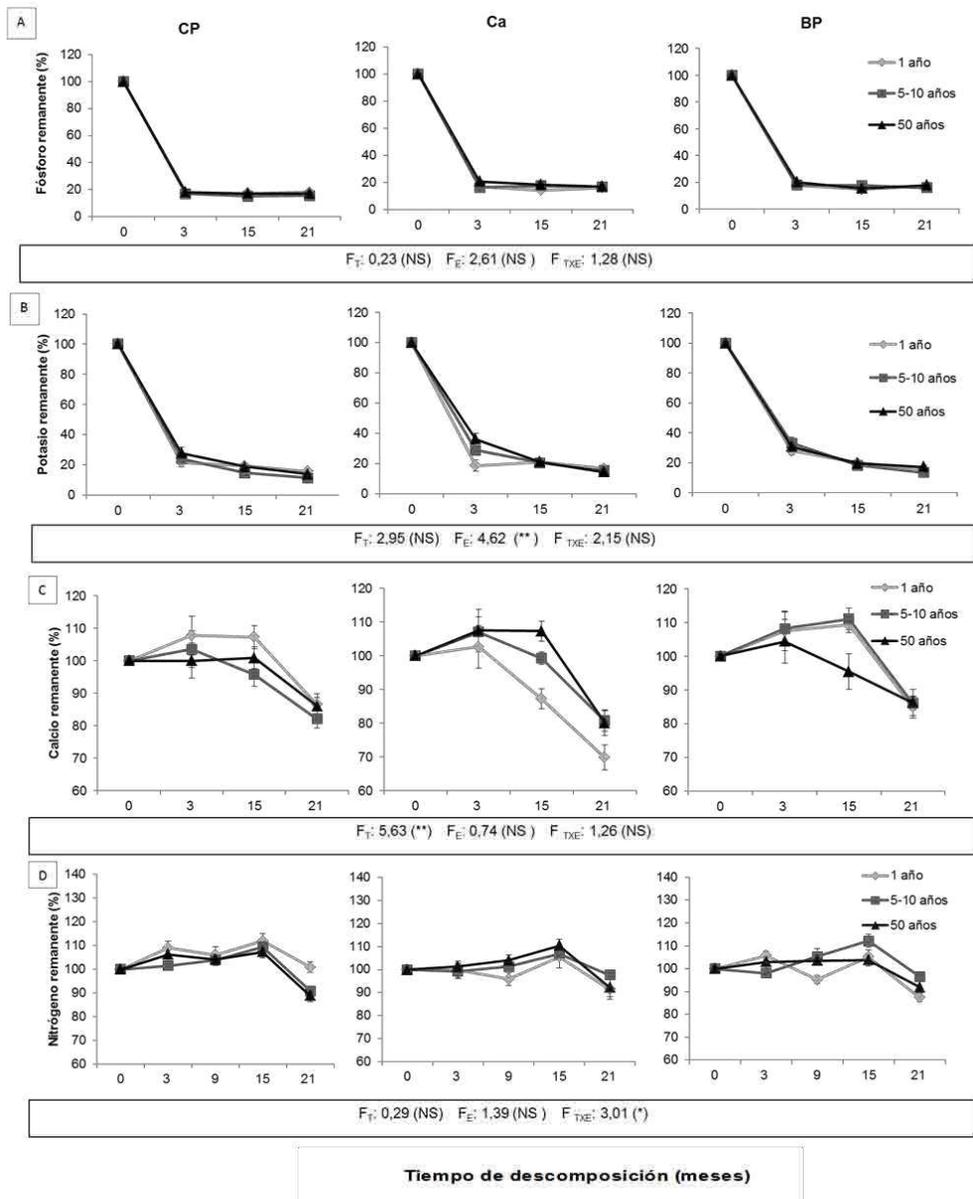


Figura 5.5. Dinámica de fósforo, potasio, calcio y nitrógeno remanentes a lo largo de la descomposición (% de cada nutriente respecto de su valor inicial) en sitios intervenidos con cortas de protección (CP), canchones (Ca) y bosques primarios (BP) con distinta edad desde la intervención (1, 5-10 y más de 50 años). Las barras verticales corresponden a los errores estándares (*: $P < 0,05$; **: $P < 0,01$; NS: $P > 0,05$).

Discusión

El sistema de manejo forestal corta de protección, afectó el proceso de descomposición de la materia orgánica y la liberación de nutrientes. La edad desde la intervención tuvo un efecto importante no sólo sobre la pérdida de masa, sino también en la concentración y dinámica de los nutrientes considerados, en tanto que el efecto del tipo de intervención resultó de menor importancia.

Las tasas de descomposición obtenidas al cabo de 21 meses ($k=0,30$ en los BP), fueron similares a las tasas de los bosques deciduos en el hemisferio norte, con valores entre 0,21-0,53 (Laskowski et al. 1995), sin embargo resultaron menores que las encontradas para la especie en Tierra del Fuego ($k=0,49-0,79$, Godeas et al. 1985; $k=0,47-0,76$, Richter & Frangi 1992; $k=0,44-0,76$, Ibarra et al. 2011). Las diferencias con estos trabajos podrían deberse a diferencias en el material inicial lo cual podría determinar una descomposición diferencial en el tiempo, no sólo considerando las características químicas de la hojarasca (calidad) (Melillo et al. 1982, Vivanco & Austin 2008), sino también las características de descomponibilidad inicial; es de destacar que en este estudio se utilizó hojarasca caída durante el momento de su colección (ver metodología); por otro lado las condiciones microclimáticas, principalmente debido a las bajas temperaturas, determinan que muchos de los procesos sean más lentos (Vitousek et al. 1994, Hobbie 1996).

La edad desde la intervención tuvo un efecto sobre la materia orgánica remanente, y sobre la tasa de descomposición. Este efecto se observó durante todo el proceso de descomposición, considerando las etapas tempranas de la descomposición y se mantuvo hasta los 21 meses de descomposición. La mayor descomposición en los

sitios de más de 50 años podría estar asociada tanto a factores relacionados con la producción de hojarasca como a factores edáficos. En el primer caso, la mayor producción de hojarasca, en particular de hojas, ramas y misceláneas (ver Capítulo 4) en estos sitios, podría estar generando condiciones más apropiadas para los microorganismos encargados de la descomposición, como por ejemplo niveles de humedad más constantes, esto ya ha sido planteado anteriormente por Ritter (2005). En lo que se refiere a los factores edáficos, la menor acidez registrada en los suelos de los sitios de más de 50 años desde la intervención (ver Capítulo 3) podría estar favoreciendo la descomposición. El pH puede tener un efecto regulador, tanto directamente sobre los organismos involucrados en la descomposición a través de cambios en la composición de la comunidad microbiana, como indirectamente sobre la solubilidad y disponibilidad de cada uno de los nutrientes (Berg & McClaugherty 2008). Además, se ha observado, aunque no evaluado en este trabajo, diferencias en el sotobosque, tanto a nivel de especie como de abundancia en estos sitios de mayor antigüedad, lo que podría estar interfiriendo en los ciclos de nutrientes por alteraciones en la relación suelo-planta (Vivanco & Austin 2008).

Por otro lado, el tipo de intervención presentó un efecto sobre la descomposición mayoritariamente en los primeros meses, acelerando el proceso en los sitios bajo intervención (CP y Ca). Efectos sobre los estadios iniciales de la descomposición también fueron registradas por Ibarra et al. (2011) en sitios con prácticas forestales. Estos resultados sugieren un efecto inmediato de la intervención sobre la descomposición, afectando principalmente los compuestos que presentan una rápida liberación por lavado, como el potasio. Este factor podría estar relacionado con la

mayor cantidad de precipitaciones registradas en los sitios intervenidos (Ca y CP). De esta forma, estos compuestos podrían estar más “disponibles” para las plantas, pero debido a que es en esta etapa (al poco tiempo desde la intervención) en donde se observa menor pH y mayor compactación del suelo (ver Capítulo 3), es que podrían terminar perdiéndose del sistema por un efecto de lixiviado. Estos resultados indicarían que los factores abióticos son más importantes en los primeros meses de descomposición respecto a tiempos tardíos (21 meses); sin embargo no se encontró relación significativa entre la materia orgánica remanente a los 9 meses de descomposición y las principales variables microclimáticas registradas (precipitación, temperatura del aire y del suelo; y humedad del suelo) (ver ANEXO 2 Tabla 4), aunque es importante mencionar que no se tiene réplicas de los datos microclimáticos con los que se trabajó en este estudio, y que no se cuenta con datos para la primer fecha de extracción.

La dinámica de los nutrientes concuerdan con otros trabajos, tanto el P como el K se liberaron rápidamente de la hojarasca (Laskowski et al. 1995, Barrera et al. 2004, Osono & Takeda 2004), al cabo de 3 meses sólo permanecía el 20%, mientras que el Ca y el N se mantuvieron relativamente constantes y recién hacia el final del período mostraron una leve mineralización. Estos resultados se relacionan con características particulares de estos nutrientes, ya que el K no forma parte de la estructura celular sino que se encuentra en solución en las células vegetales, es muy móvil y muy soluble en agua, por lo que se lavaría fácilmente de las hojas (Swift 1979, Cole & Rapp 1981). La liberación del P fue alta, quizás debido al alto contenido inicial de P en las hojas de lenga (Figura 5.3), esta mineralización se registra a partir de los 3 meses, con una

relación C/P de 400, valor sugerido por Rustad & Cronan (1988) para el comienzo de la mineralización del P.

Durante los primeros meses de la descomposición se observó un incremento de la concentración de calcio, lo cual podría responder a valores relativos debido a la liberación de los componentes orgánicos más lábiles, sin que corresponda a un incremento neto en la concentración del mismo. A partir de los 15 meses de descomposición comienza la liberación neta de Ca, la cual puede estar vinculada a la descomposición de los componentes estructurales (Osono & Takeda 2004).

Por otro lado para el N se observa una leve liberación neta recién a los 21 meses de descomposición. El hecho de que la relación C/N haya disminuido considerablemente desde la concentración inicial hacia el último tiempo de extracción y que el nitrógeno remanente no haya cambiado en este tiempo indicarían: por un lado que el N no es un elemento limitante, ya que no es retenido en forma clara por los organismos, lo cual es acorde con las concentraciones de N del suelo (capítulo 3) y de la hojarasca (capítulo 4), y por otro lado, que los cambios vistos en la relación C/N estarían más relacionados con la calidad del C que estaría jugando un rol más limitante en el proceso de la descomposición. Este patrón fue observado en la descomposición de varias especies de *Nothofagus* en Patagonia, donde la descomposición estuvo relacionada a la calidad del carbono más que a la concentración de N (Vivanco & Austin 2008). En relación al C, la concentración de lignina no varió durante el tiempo del estudio, esto podría deberse a que el tiempo del ensayo no fue suficiente para su descomposición, ya que en el período evaluado sólo se llegó a la mitad de la materia orgánica remanente, y la lignina es de los últimos componentes en descomponerse

(Berg & McClaugherty 2008). En un estudio sobre descomposición de hojarasca de pino (Berg et al. 1982) se encontró que la lignina comienza a desaparecer de los principales compuestos orgánicos al llegar al 22% de la masa remanente inicial (aproximadamente 726 días desde el inicio de la descomposición), y la hemicelulosa y celulosa lo harían al 58 y 42% respectivamente; por lo que sería de esperar según los resultados obtenidos de esta tesis (materia orgánica remanente promedio= 57%) que a los 21 meses evaluados estos dos últimos compuestos estarían teniendo un rol importante en la descomposición, mientras que la lignina recién estaría comenzando a entrar en juego.

Al considerar el efecto de la intervención sobre los nutrientes, es importante destacar que aunque la intervención afectó de forma particular a los nutrientes analizados, no provocó un cambio en la dinámica de los mismos, manteniéndose las diferencias entre los nutrientes fácilmente liberados o mineralizables y los nutrientes más constantes o menos mineralizables, por lo que la alteración de la intervención podría estar influyendo principalmente sobre la parte biótica de la descomposición.

A diferencia de lo que se podría esperar, los sitios que más se descompusieron (sitios de más de 50 años desde la intervención) fueron los que presentaron mayor concentración de nutrientes (P, Ca, K), lo que podría estar reforzando lo mencionado anteriormente respecto a que la descomposición podría estar siendo más limitada por la calidad del C y no tanto por los nutrientes.

Finalmente, el sistema de manejo forestal, corta de protección, afecta al proceso de descomposición a través de un efecto que se manifiesta principalmente por los años transcurridos desde la intervención, ya que los sitios de más de 50 años desde la intervención se descomponen de forma diferente a los sitios recientemente intervenidos. Considerando que este es el primer estudio para los bosques de *N. pumilio* de Tierra del Fuego en el que se analizan cronosecuencias en base al manejo y en el que se incluyen las áreas de acopio como parte del estudio, es necesario continuar investigando para preservar el funcionamiento y la estabilidad de este ecosistema.

Capítulo 6

Disponibilidad, mineralización e inmovilización del nitrógeno del suelo

Introducción

Para la mayoría de los bosques templados, el nitrógeno es considerado un factor limitante para el crecimiento de las plantas (Binkley 1986, Vitousek & Howarth 1991, Fisher & Binkley 2000). A diferencia de otros elementos (P, Ca, Mg, etc.), su disponibilidad depende casi exclusivamente de la descomposición y mineralización de la materia orgánica fresca a través de la cual se convierte el N orgánico en inorgánico, generando la disponibilidad de nutrientes para la biota y en especial para las especies vegetales (Steubing et al. 2002).

Dentro de los factores que afectan el reciclado de N se encuentran la humedad del suelo, la temperatura y la calidad y cantidad de la hojarasca (Satti et al. 2003, Joshi et al. 2005, Ritter et al. 2005). Estos tienen una influencia directa en la actividad biológica del suelo. Allí, el N puede ser retenido a través de una variedad de mecanismos, pero el más significativo correspondería a la inmovilización microbiana (Barret & Burke 2002). Recientemente se ha sugerido que la inmovilización microbiana de N en suelos de bosques puede ser un importante mecanismo de retención de N (Rivas et al. 2009), mientras que un incremento en la nitrificación y denitrificación microbiana pueden incrementar pérdidas de N del ecosistema (Holmes & Zak 1999). La cantidad de biomasa microbiana varía a lo largo del año, siendo esta dinámica temporal

muy importante en el grado de liberación o inmovilización de nutrientes en el medio, y por lo tanto en su disponibilidad para otros organismos (Bauthus & Barthel 1995, Diaz-Ravina et al. 1995).

La disponibilidad y el reciclado del N pueden alterarse por el manejo forestal, resultando frecuentemente en un incremento en la disponibilidad del N, mineralización neta del N y nitrificación después de la intervención (Matson & Vitousek 1981; Frazer et al. 1990; Smethurst & Nambiar 1990, Knoepp & Swank 1997, Prescott 1997), aunque las tendencias pueden variar de acuerdo al tipo de bosque (Ryan et al. 1997). Los factores que indirectamente afectan estos procesos incluyen cambios en el microclima (Childs & Flint 1987, Frazer et al. 1990, Prescott 1997), en la compactación del suelo (Li et al. 2003) y en las relaciones C/N del suelo (Piatek & Allen 1999). La absorción de N es generalmente menor en los primeros años después de la intervención debido a la reducción en la biomasa vegetal (Gholz et al. 1985), aunque un rápido crecimiento de la vegetación puede conducir a una absorción de N que exceda las tasas previas a la intervención dentro de los 4-5 años (Hendrickson 1988, Crow et al. 1991). Además se ha planteado que los grandes aportes de residuos madereros, la mezcla de material fresco en el suelo, y la muerte de los sistemas de raíces gruesas en los sitios recientemente intervenidos podría llevar a un incremento en la inmovilización neta del N debido a la alta relación C/N que tienen los residuos de madera. Varios estudios han evaluado el efecto de la intervención sobre la biomasa microbiana, encontrando en algunos casos incrementos de las poblaciones microbianas (Hendrickson et al. 1985, Taylor 1999), mientras que en otros no se encontró un efecto claro (Houston et al. 1998). Los efectos de la intervención son generalmente determinados sólo para los

primeros 5-10 años pasada la intervención (Matson & Vitousek 1981, Gholz et al. 1985, Crow et al. 1991, Prescott 1997, Schilling et al. 1999) o son determinados por comparaciones entre sitios recientemente intervenidos con sitios maduros o stand de bosques viejos (más de 80 años).

Los bosques andino-patagónicos, al igual que la mayoría de los bosques templados, parecen estar limitados por la disponibilidad de N (Mazzarino & Gobbi 2005). El crecimiento vegetal y los procesos microbiológicos dependen primariamente del reciclaje interno de N contenido en la materia orgánica del suelo (Perakis & Hedin 2001). La mineralización de N en bosques de Patagonia ha sido poco estudiada. Uno de los primeros trabajos fue el de Mazzarino et al. (1998) sobre mineralización potencial de N en la zona de Bariloche. Posteriormente Satti et al. (2003) encontraron una fuerte correlación entre la tasa de mineralización potencial y el N retenido en la biomasa microbiana. Ambos estudios fueron llevados a cabo en condiciones de laboratorio. Recientemente, Bahamonde et al. (2012b) registraron mineralización de N y nitrificación en bosques de *N. antarctica* bajo diferentes coberturas en Santa Cruz, encontrando que los bosques con menor cobertura arbórea presentaban los valores más bajos.

Hipótesis y Objetivos

Para este capítulo las hipótesis planteadas son las siguientes:

- La intervención forestal (Corta de Protección-CP y Canchón-Ca) favorece la disponibilidad y mineralización del nitrógeno, y afecta negativamente el proceso

de inmovilización del nitrógeno del suelo respecto de los sitios control (Bosque Primario-BP).

- Los sitios cortados recientemente están favorecidos en cuanto a disponibilidad y mineralización del nitrógeno, pero reducidos en inmovilización del nitrógeno del suelo respecto de los sitios intervenidos hace más de 50 años.

El objetivo fue evaluar el efecto de la intervención del bosque de lenga sobre la disponibilidad, mineralización (tanto potencial como a campo) e inmovilización del suelo en bosques de lenga con distintos tipos de intervención (CP, Ca y BP) y distintas edades desde la intervención (1, 5-10 y más de 50 años).

Metodología

Disponibilidad y mineralización de N a campo

La disponibilidad de N se evaluó durante el verano, el otoño y la primavera de 2009 y 2010, momento en que se produce la mayor actividad biológica. Se tomaron un total de 81 muestras en cada fecha muestreada (9 por cada combinación tipo de intervención-edad desde la intervención). Las muestras se transportaron inmediatamente al laboratorio. El primer paso en el laboratorio consistió en el tamizado de las muestras con el fin de separar restos de material vegetal y partículas de suelo mayores a 2 mm de diámetro. Posteriormente, se separó una submuestra de 10 g donde se le agregó 50 ml de KCl 2M para la extracción de N inorgánico ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$). El extracto se filtró y se analizó mediante microdestilación por arrastre de vapor (Bremner & Keeney 1965).

La mineralización neta de N in situ se cuantificó mediante la técnica de incubación con bolsas (Nadelhoffer et al. 1983) (Figura 6.1). El método consiste en determinar la mineralización neta de N a través de las diferencias entre la concentración de N al inicio y al final de períodos de incubación de entre 40 y 60 días. Las determinaciones se realizaron durante la primavera, el verano y otoño de 2009 y durante el verano y primavera 2010. En cada oportunidad de medición se utilizaron dos bolsas de nylon por parcela, alcanzando un total de 162 muestras en cada fecha de muestreo (18 por cada combinación tipo de intervención-edad desde la intervención). En cada parcela, una de las bolsas se retiró de inmediato y la restante permaneció en incubación. Las muestras iniciales y finales de cada período de incubación se transportaron inmediatamente al laboratorio, en donde se procedió con la misma metodología descrita para el N disponible. La tasa de mineralización neta correspondiente a cada período de incubación se calculó como la diferencia entre la concentración de N al final del período de incubación y la concentración de N al inicio del período dividido por el número de días incubado. Los valores se expresan en $\mu\text{g N g suelo}^{-1} \text{d}^{-1}$.



Figura 6.1. Toma de la muestra de suelo, y ensayo de incubación con bolsas.

Para cada determinación se tomó una submuestra adicional de 10 g que fue secada en estufa (105°C) por 48 h para determinar de esta forma el contenido de humedad, y poder expresar la concentración de N en base a suelo seco.

Mineralización de N en laboratorio

La mineralización neta potencial de N se determinó siguiendo la metodología de Mazzarino et al. (1998). En primavera 2009, verano y otoño de 2010 se extrajeron un total de 54 muestras de suelo de la parte correspondiente al piso forestal (6 por cada combinación tipo de intervención - edad desde la intervención). En el laboratorio las muestras fueron inicialmente tamizadas para separar restos de material vegetal y partículas de suelo mayores a 2 mm de diámetro. Una submuestra se utilizó para determinar la concentración inicial de N inorgánico siguiendo el procedimiento descrito anteriormente. Se dispuso 50 g de cada muestra en recipientes de plásticos de 250 ml de capacidad, y se incubó en condiciones óptimas de temperatura y humedad (25°C y a capacidad de campo) por 30 días (Figura 6.2). Semanalmente se controló la humedad por gravimetría y se dejaron los recipientes expuestos al aire libre durante una hora. Al final del período de incubación se determinó la concentración de N (NH_4^+ + NO_3^-) en el suelo. El N neto mineralizado se calculó como la diferencia entre la concentración de N inorgánico al final del período menos la concentración de N inorgánico al inicio de la incubación. Los datos fueron corregidos por su factor de humedad correspondiente a fin de expresarlos en base a suelo seco.

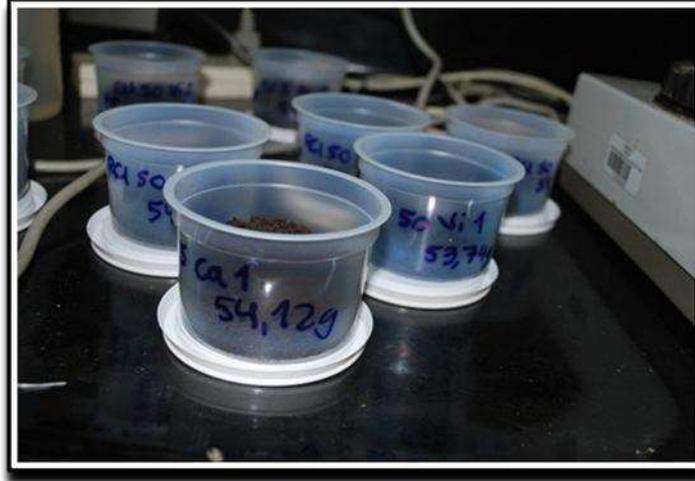


Figura 6.2. Recipientes utilizados para el ensayo de mineralización neta potencial de N.

N retenido en la biomasa microbiana

Para determinar el N retenido en la biomasa microbiana del suelo se siguió el método de Vitousek & Matson (1985). Este método consiste en provocar la muerte de las células microbianas, mediante la aplicación de un biocida (cloroformo), y luego de un período de 10 días determinar el N liberado de los microorganismos muertos, respecto a un control sin fumigar.

En la primavera 2009 y el verano y otoño 2010 se extrajeron 54 muestras de suelo correspondientes al piso forestal (6 por cada combinación tipo de intervención-edad desde la intervención). En el laboratorio las muestras fueron primero tamizadas para separar restos de material vegetal y partículas de suelo mayores a 2 mm de diámetro. Seguidamente se pesaron 25 g de suelo de cada muestra y se colocaron en recipientes de vidrio de 250 ml (2 frascos por muestra). A continuación la mitad de las muestras fueron fumigadas con 10 ml de cloroformo líquido, permaneciendo en oscuridad y a temperatura ambiente durante 24 h. Seguidamente, tanto las muestras fumigadas

como los controles sin fumigar se incubaron a 25°C y humedad del suelo cercana a la capacidad de campo durante una semana. Finalizado este periodo, se procedió a la extracción de N siguiendo el mismo procedimiento que en las determinaciones de disponibilidad. El N retenido se calcula como la diferencia de N entre el suelo no fumigado (control) y el fumigado.

Análisis estadístico

Todas las comparaciones entre los tipos de intervención y la edad desde la intervención se realizaron mediante ANVA de dos vías. Cada período de incubación o fecha de muestreo fueron analizados por separado. Se realizaron distintas transformaciones para cumplir con los supuestos del análisis. Para la comparación de medias se utilizó la prueba a posteriori de Tukey ($P < 0,05$).

En el caso del N en la biomasa microbiana, se realizó un análisis no paramétrico (Kruskal Wallis) y comparaciones múltiples usando la prueba de Conover debido a que en esta variable no se cumplieron con los supuestos del ANVA. Se calculó el coeficiente de correlación de Pearson entre N disponible, tasa de mineralización y humedad del suelo.

Resultados

Disponibilidad de N y mineralización a campo

El N disponible varió entre 4 y 59 $\mu\text{g/g}$ considerando todas las estaciones relevadas. El tipo de intervención tuvo un efecto significativo sobre el N disponible en 4 de las 6 estaciones analizadas, los Ca registraron menor N disponible respecto a las

CP y BP. Con respecto a la edad desde la intervención, los sitios de 5-10 años presentaron menores disponibilidades de N, con excepción del otoño del 2010 (Figura 6.3). En general esta variable no presentó interacción entre los tratamientos, a excepción de la primavera 2009. Al comparar los tipos de intervención dentro de cada edad, los Ca fueron menores que los CP en los sitios de 1 y 5-10 años, no encontrándose diferencias en los sitios de más de 50 años (los valores de F y P correspondientes se presentan en ANEXO 3 Tabla 1). Al comparar la edad para cada tipo de intervención, no se hallaron diferencias.

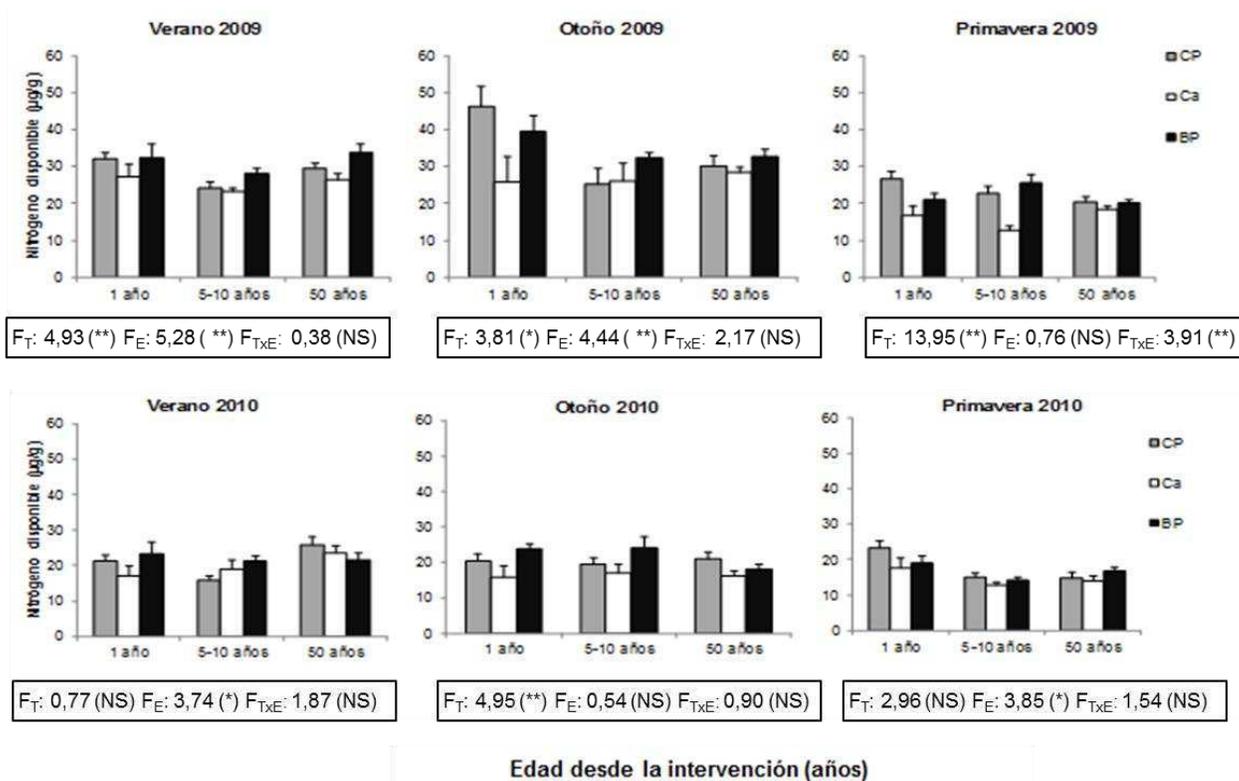


Figura 6.3. N disponible (µg/g) en muestras de suelo tomadas de bosques de lenga con distintos tipos de intervención (T) (cortas de protección-CP, canchones-Ca y bosques primarios-BP) y distinta edad desde la intervención (E) (1, 5-10 y más de 50 años) para 3 estaciones durante 2009 y 2010. En los recuadros, se presentan los valores de F y la significancia estadística entre paréntesis (*: P<0,05; **: P<0,01; NS: P>0,05).TxE se refiere a la interacción entre tratamientos. Las barras verticales representan el error estándar de la media (n=9).

De las 45 mediciones de la tasa de mineralización de N realizadas, en 15 ocurrió inmovilización de N, mientras que en las 30 restantes se observó mineralización. Las tasas de mineralización diarias observadas presentaron un máximo valor registrado de 0.71 ug/g diarios durante la primavera de 2010. La inmovilización fue el proceso dominante durante el verano y otoño 2009, y la mineralización lo fue a partir de la primavera 2009. Resultó significativamente menor en los Ca durante el verano 2010 y mayor en los sitios de 5-10 años desde la intervención para el 2010 (Figura 6.4). Se observó interacción entre los tratamientos durante el verano y otoño del 2009. Al comparar los tipos de intervención dentro de cada edad, los Ca y las CP de 1 año fueron mayores. Al comparar la edad para cada tipo de intervención, los sitios de 5 años fueron menores para CP, Ca y BP (los valores de F y P correspondientes se presentan en ANEXO 3 Tabla 1).

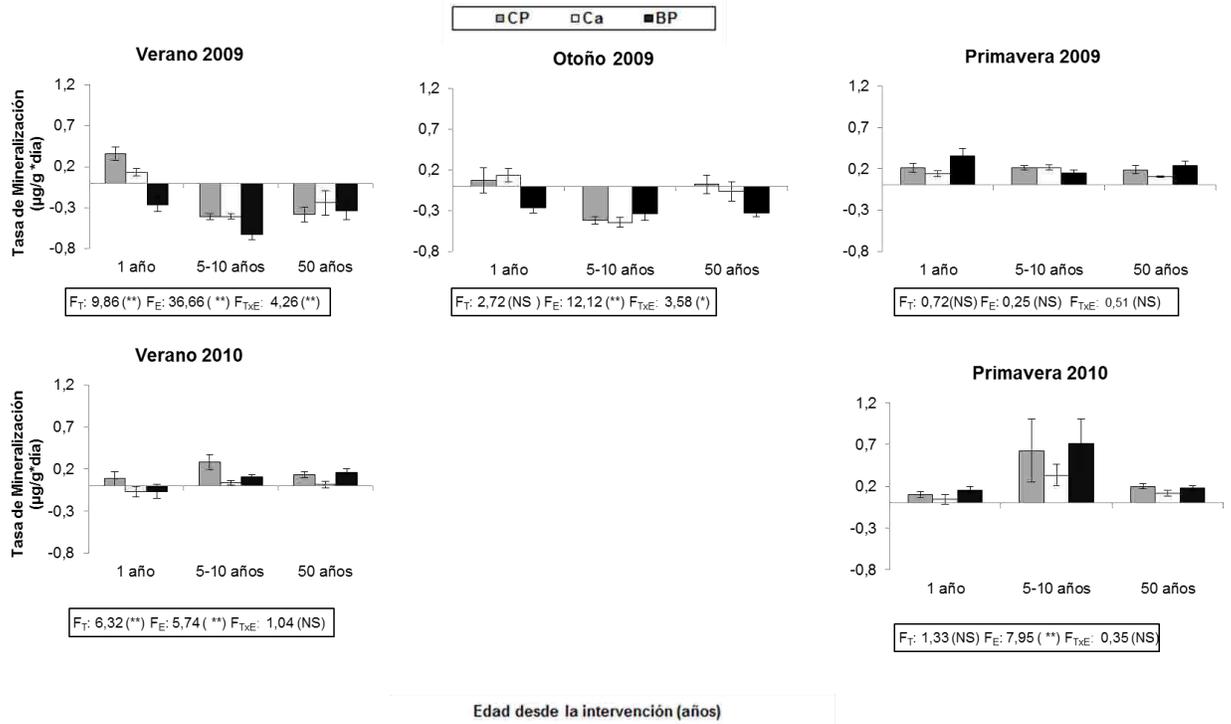


Figura 6.4. Tasa de mineralización neta en muestras de suelo de bosques con distintos tipos de intervención (T) (cortas de protección-CP, canchones-Ca y bosques primarios-BP) y distinta edad desde la intervención (E) (1, 5-10 y más de 50 años) durante 2009 y 2010. En los recuadros, se presentan los valores de F y la significancia estadística entre paréntesis (*: $P < 0,05$; **: $P < 0,01$; NS: $P > 0,05$). TxE se refiere a la interacción entre tratamientos. Las barras verticales representan el error estándar de la media ($n=9$).

Los porcentajes de humedad del suelo, al medir la disponibilidad, fluctuaron entre 12 y 82 %. Los Ca resultaron menos húmedos que las CP y los BP durante el verano y primavera del 2009 y en el otoño del 2010. No se observaron diferencias en los porcentajes de humedad al considerar la edad desde la intervención, excepto en el verano 2009 donde los sitios de 5-10 años presentaron menor humedad que los sitios de 1 año (Figura 6.5).

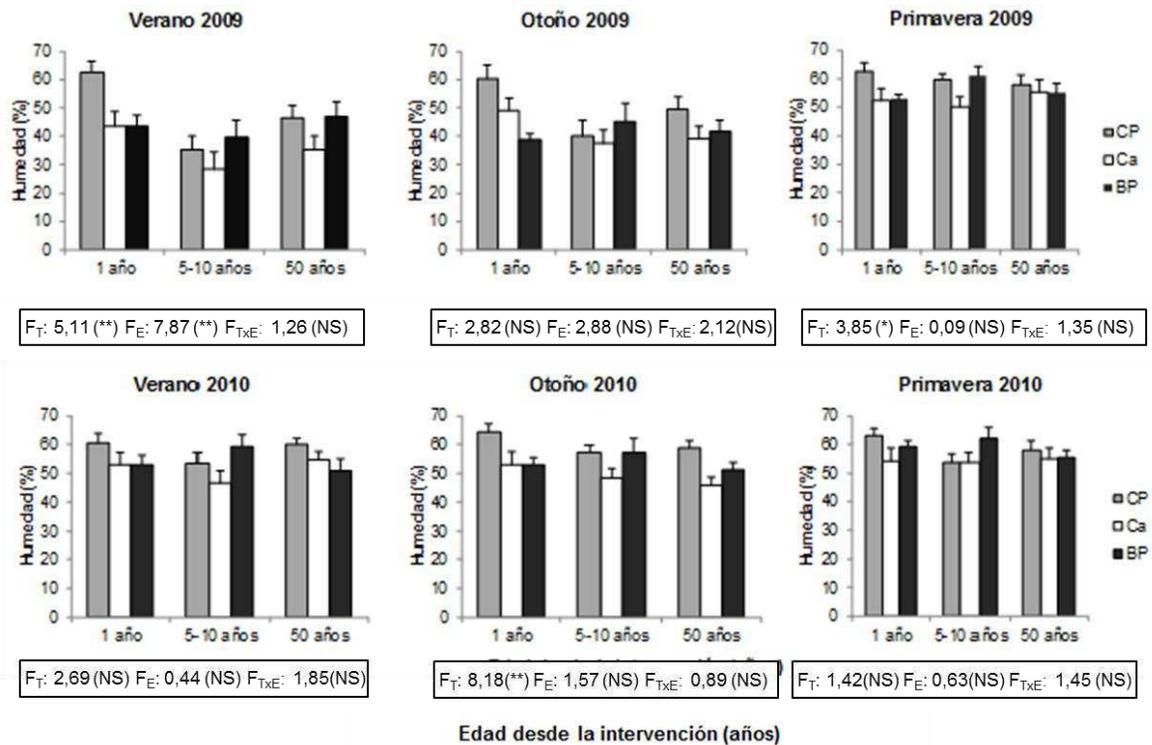


Figura 6.5. Humedad en suelo (%) de bosques de lenga con distintos tipos de intervención (T) (cortas de protección-CP, canchones-Ca y bosques primarios-BP) y distinta edad desde la intervención (E) (1, 5-10 y más de 50 años) para 3 estaciones durante 2009 y 2010. En los recuadros, se presentan los valores de F y la significancia estadística entre paréntesis (*: P<0,05; **: P<0,01; NS: P>0,05). TxE se refiere a la interacción entre tratamientos. Las barras verticales representan el error estándar de la media (n=9).

Se encontró una asociación positiva entre la humedad del suelo y los parámetros de N medidos en el campo (Coeficiente de Pearson= 0,14 y 0,31 para el N disponible y la tasa de mineralización respectivamente; P<0,01 en ambos parámetros).

Mineralización de N en laboratorio

La mineralización potencial de N medida en condiciones de laboratorio (Figura 6.6) presentó valores entre 10-72 µg/g suelo (0.33-2.4 µg/g diarios), indicando que siempre ocurrió mineralización de N. En primavera y verano los Ca presentaron menor mineralización. No se hallaron diferencias entre las edades de intervención. En otoño

2010, la interacción entre tratamientos fue significativa. Al comparar los tipos de intervención dentro de cada edad, los Ca fueron menores a los BP en 1 y más de 50 años, no presentando diferencias los sitios de 5-10 años. Al comparar la edad para cada tipo de intervención, los BP de 5-10 años fueron menores; no se encontraron diferencias dentro de Ca y CP (los valores de F y P correspondientes se presentan en ANEXO 3 Tabla 1).

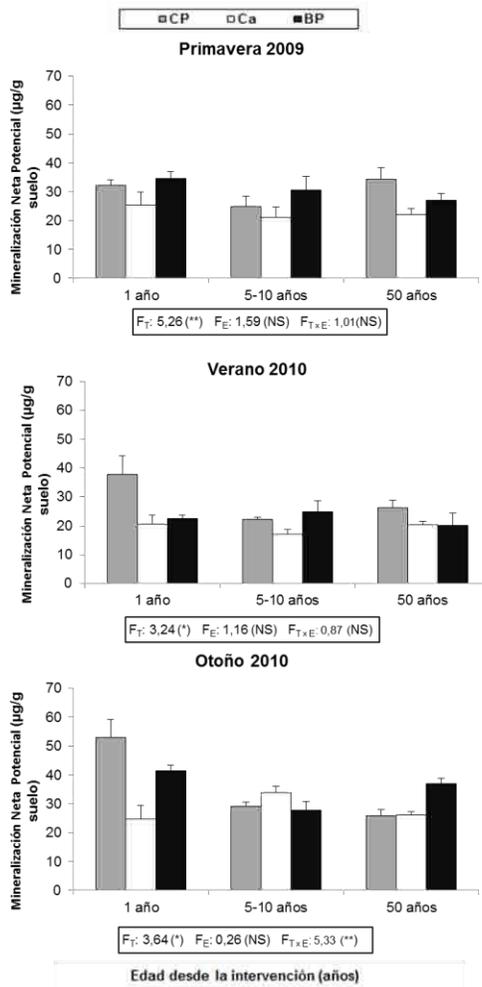


Figura 6.6. Mineralización neta potencial de nitrógeno (N) en muestras de suelo tomadas de bosques de lenga con distintos tipos de intervención (T) (cortas de protección-CP, canchones-Ca y bosques primarios-BP) y distinta edad desde la intervención (E) (1, 5-10 y más de 50 años) para 3 estaciones durante 2009 y 2010. En los recuadros, se presentan los valores de F y la significancia estadística entre paréntesis (*: $P < 0,05$; **: $P < 0,01$; NS: $P > 0,05$). TxE se refiere a la interacción entre tratamientos. Las barras verticales representan el error estándar de la media ($n=6$).

N retenido en la biomasa microbiana

El N en la biomasa microbiana (Figura 6.7) presentó valores entre 24 y 292 µg/g suelo. En todas las estaciones analizadas se observó que los Ca presentaron menor N en la biomasa microbiana respecto de los BP y CP, siendo significativo en primavera

2009 y otoño 2010, y respecto a la edad siempre se cumplió la misma tendencia 50 años > 1 año > 5-10 años desde la intervención, siendo significativo en 2010.

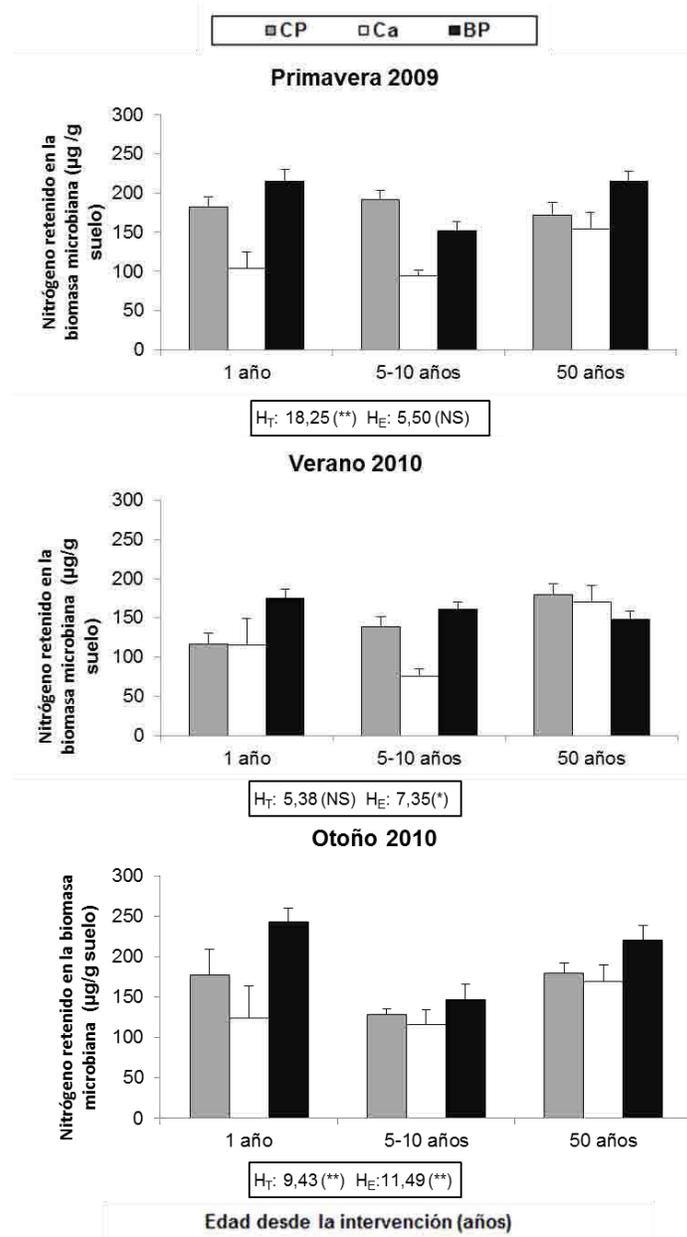


Figura 6.7. Nitrógeno (N) retenido en la biomasa microbiana en muestras de suelo de bosques con distintos tipos de intervención (cortas de protección-CP, canchones-Ca y bosques primarios-BP) y distinta edad desde la intervención (1, 5-10 y más de 50 años) para 3 fechas. En los recuadros, se presentan los valores de H y la significancia estadística entre paréntesis (*: P<0,05; **: P<0,01; NS: P>0,05). Las barras verticales representan el error estándar de la media (n=6).

Discusión

La intervención forestal afectó la dinámica del N en estos bosques al influir negativamente sobre la disponibilidad, la tasa de mineralización, la mineralización potencial y el N retenido en la biomasa microbiana principalmente en las áreas asociadas a los sitios de corte y en los sitios de edades intermedias. A diferencia de lo esperado, en la mayoría de los casos, los CP se comportaron de forma similar a los BP.

Los rangos de valores de N disponible fueron similares a los presentados por Bahamonde et al. (2012b) para ñire en Santa Cruz, pero menores que los registrados por Moretto et al. (2005) para lenga al norte de Tierra del Fuego. Estas diferencias podrían deberse a condiciones de sitio, ya que al comparar los BP de ambos trabajos, los correspondientes a esta tesis fueron menores. Diversos estudios indican que la disponibilidad del N puede verse afectada tanto por la compactación, a través de su influencia principalmente en la macroporosidad del suelo, como por la materia orgánica y la humedad del suelo (Corns & Maynard 1998, Neville et al. 2002, Powers et al. 2005); por lo que la menor disponibilidad de N en los canchones podría explicarse por la mayor compactación del suelo (ver Capítulo 3), y el menor contenido de materia orgánica (datos no presentados) y de humedad del suelo. Además, la pérdida de N por lixiviación podría ser un factor importante en los canchones, dado la mayor precipitación registrada en estos sitios y la menor retención de este nutriente por parte de las raíces debido a la escasa cobertura vegetal que presentan (Ritter et al. 2005). En el caso de los sitios de edades intermedias, no hubo diferencias en las variables antes mencionadas, por lo que la menor disponibilidad hallada, podría estar más

relacionada con factores bióticos (menor cantidad de microorganismos y mayor regeneración).

La mineralización, en líneas generales, fue el proceso dominante; y los valores obtenidos para la tasa de mineralización a campo fueron similares a los presentados por Bahamonde et al. (2012b). La inmovilización predominó durante las estaciones de verano y otoño 2009, durante estas estaciones también se encontraron porcentajes de humedad menores que la humedad hallada a capacidad de campo indicando que la humedad podría estar limitando la mineralización; por el contrario, en las estaciones donde se encontró mineralización de N, este porcentaje fue similar al de capacidad de campo (ver Capítulo 3). Estos resultados coinciden con varios trabajos en los que se observa que la humedad del suelo es un factor que favorece la mineralización de este nutriente (Bernhard-Reversat 1982, Matson & Boone 1984, Powers et al. 1990, Boone 1992, Kim et al. 1995, Stottlemyer et al. 1995, Sveinbjornsson et al. 1995, Reich et al. 1997). Por otro lado, otro factor que tendría el mismo efecto sobre la mineralización del N, es una relación C/N del suelo menor a 30 (Aber & Melillo 1991), en este trabajo el rango de valores registrados se encuentra por debajo de este umbral (ver Capítulo 3).

Al considerar la intervención, los resultados de tasa de mineralización responden a lo esperado sólo en las dos primeras estaciones evaluadas para los sitios recientemente intervenidos, ya que es ahí donde los sitios intervenidos presentan mayor mineralización que los bosques primarios. Estas diferencias no se observan en las otras edades de intervención. Según Li et al. (2003) el aumento en N en los sitios recientemente intervenidos es transitorio, durando unos pocos años después de la intervención. El mayor aporte de materia orgánica fresca que queda en estos sitios al

realizar la intervención, podrían contribuir a este resultado, dado que no se encontraron diferencias en la temperatura del suelo ni en el régimen de humedad, factores importantes en la determinación de la tasa de mineralización según Kimmins (1997). La menor mineralización de los canchones a partir de la primavera 2009 concuerda con la menor disponibilidad de N y menor disponibilidad de agua, la que podría justificarse por una mayor evaporación en estos sitios debido a la falta de vegetación y a la mayor radiación que alcanza el suelo, como ocurre para los las aberturas del bosque (gaps) de *Fagus sylvatica* (Ritter 2005).

A diferencia de lo ocurrido en el campo, en el laboratorio siempre ocurrió mineralización de N, e incluso los valores hallados fueron considerablemente más altos, lo que estaría sugiriendo que los factores ambientales en el campo estarían limitando el proceso. Esto es coincidente con muchos trabajos en los que se observan que en condiciones de temperatura y humedad óptimas ocurre mineralización (Attiwill & Adams 1993, Bahamonde et al. 2012b). En lo que respecta a la intervención, es importante destacar que bajo condiciones óptimas los canchones presentaron menor mineralización potencial, por lo que este resultado reforzaría lo planteado anteriormente que la intervención está afectando principalmente el componente biótico.

Los cambios en el N retenido en la biomasa microbiana presentaron gran variabilidad, tanto en lo que respecta al tipo de intervención como a la edad. Esto ha sido observado en otros trabajos (Idol et al. 2002). Dichos resultados reafirman las diferencias encontradas anteriormente, especialmente las halladas en laboratorio. Al igual que la mineralización potencial, el N retenido en la biomasa microbiana fue menor en los canchones, lo que podría estar indicando pérdidas en la cantidad o diversidad de

microorganismos, y/o menor capacidad para inmovilizar N debido a cambios en el ambiente edáfico (Paul & Clark 1996). Con respecto a la edad desde la intervención, los menores valores presentados en los sitios de edades intermedias coincidieron con una menor biomasa y/o actividad microbiana.

La dinámica del N fue afectada en las áreas asociadas a los sitios de corta, específicamente en los canchones y en las edades intermedias desde la intervención, lo que podría llevar a una disminución en la productividad de los bosques en estas zonas, alterando tanto la biodiversidad como los servicios del ecosistema boscoso. Dado que los canchones, cortas de protección y bosques primarios fueron en general diferentes en los sitios de más de 50 años, esto indicaría que se necesitan más años para que el bosque funcione como un sistema prístino, por lo que habría que considerar la posibilidad de buscar nuevas alternativas para el acopio de la madera, o tratar de reducir al máximo la cantidad de estos sitios a la hora del manejo del bosque cuando la intención del manejo sea la de preservar el recurso desde una perspectiva integradora.

Capítulo 7

Conclusiones y consideraciones finales

La tesis profundiza en el conocimiento del efecto del manejo forestal en los ciclos biogeoquímicos de los bosques de lenga, y constituye el primer estudio que considera las áreas asociadas a los sitios de corte, como así también la visión desde el punto de vista de una cronosecuencia. Un mayor conocimiento de los cambios producidos a nivel del suelo y en el ciclo de los nutrientes es necesaria para poder generar e integrar información que sea útil para una futura investigación y como herramienta de gestión, que tenga relevancia para la planificación en el uso del bosque, la conservación de la especie y su biodiversidad, y del rol ecológico del bosque como tal.

Los capítulos previos abarcan los principales aspectos del ciclo de los nutrientes del bosque. Las principales conclusiones que surgen de las hipótesis planteadas originalmente son:

La intervención forestal afecta las propiedades del suelo, principalmente de las áreas de acopio de los fustes, las variables más afectadas corresponden a las variables físicas: densidad, humedad a capacidad de campo y profundidad del piso forestal, mientras que las variables químicas (reservorios de carbono, nitrógeno y fósforo) no se vieron afectados en las áreas de corte. Las áreas de acopio o canchones son las áreas más afectadas, por lo que su planificación en el manejo forestal debería considerarse previamente, analizando su necesidad o el número de canchones por área explotada.

Las variables microclimáticas también son afectadas por las intervenciones, en este caso las diferencias responden tanto al tipo de intervención como a la edad desde la intervención. Variables como la temperatura del suelo y del aire presentaron el mismo patrón en todos los casos, aunque los sitios intervenidos presentan mayores amplitudes térmicas. La precipitación en los canchones se incrementa respecto de las otras dos situaciones. Estas diferencias resaltan la importancia de considerar las variables microclimáticas y las modificaciones en las propiedades físicas del suelo, para poder lograr una visión más integradora del sistema.

La producción de hojarasca disminuye debido a la intervención, pero luego de 50 años es similar a la de los bosques primarios. El mismo efecto se observa sobre los distintos compartimentos considerados hojas, ramas y misceláneas. Tanto la producción como la calidad y el reservorio de nutrientes presentan una variabilidad interanual. El efecto inmediato de la intervención se observa en la concentración de los nutrientes de las hojas, los cuales presentan menores concentraciones foliares y reservorios de calcio, potasio y fósforo; aunque al igual que la producción de hojarasca, estas diferencias no se observan pasados los 50 años desde la intervención, indicando una posible recuperación del sistema. Otro factor importante para evaluar dicha recuperación, sería incorporar parámetros de viabilidad y capacidad de germinación de semillas, para así poder relacionarlos a la biomasa de semillas y la regeneración.

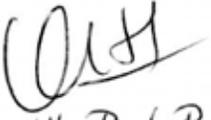
La descomposición de la hojarasca sería acelerada en los sitios intervenidos con corta de protección durante los primeros 9 meses, perdiéndose estas diferencias luego de 21 meses de descomposición, lo cual podría indicar que las intervenciones tendrían un mayor efecto sobre la liberación de los nutrientes más lábiles o que resultan más

fáciles de liberar o de descomponer. Por otro lado, los sitios de más de 50 años presentan mayor tasa de descomposición indicando que las intervenciones disminuyen la descomposición principalmente durante los primeros años luego de la corta. Estos resultados acentúan la importancia de los factores bióticos, como la alteración sobre la comunidad de los microorganismos, indicando que los factores climáticos, como mayor temperatura y precipitación, no serían los únicos que determinan la descomposición. En lo que respecta a los nutrientes, es destacable que la intervención forestal no afecta su dinámica, ya que los tratamientos presentan el mismo patrón.

El efecto de la intervención sobre la dinámica del nitrógeno es claramente evidente en los canchones. Este impacto se observa tanto en el nitrógeno disponible, tasa de mineralización, mineralización potencial y nitrógeno retenido en la biomasa microbiana. En estos sitios podría ser importante el efecto de lixiviado de nitrógeno, debido a la mayor cantidad de agua que ingresa al suelo y a la menor retención de nitrógeno por parte de las raíces debido a la menor cobertura vegetal que existe en ellos. En cuanto a la edad desde la intervención, el efecto de la intervención se observa luego de 5-10 años.

Finalmente, los canchones son las áreas principalmente afectadas por la intervención forestal (corta de protección). Los distintos compartimentos estudiados del ciclo biogeoquímico tienen una respuesta diferencial en cuanto al retorno a las condiciones iniciales en el tiempo. Es importante considerar que esta tesis constituye un puntapié inicial para comprender los mecanismos involucrados en las respuestas encontrados en el bosque a través del tiempo; siendo importante continuar estudios en

la biogeoquímica del ecosistema como requisito previo para un manejo forestal sustentable.


Mansilla Paula Romina


D. MORETTO


V. PANCOFFO

Bibliografía

- ABER JD, MELILLO J, MCCLAUGHERTY C (1990).** Predicting long-term patterns of mass loss, nitrogen dynamics, and soil organic matter formation from initial fine litter chemistry in temperate forest ecosystems. *Canadian Journal of Botany* 68: 2202- 2208.
- ABER JD, MELILLO JM (1991).** *Terrestrial Ecosystems*. Saunder College Publishing, Philadelphia. USA. 430 pp.
- ABER JD, MELILLO JM, NADELHOFFER KJ, PASTER J, BOONE RD (1991).** Factors controlling nitrogen cycling and nitrogen saturation in northern temperate forest ecosystems. *Ecological Applications* 1: 303–315.
- ADU-BREDU S, YOKOOTA T, OGAWA K, HAGIHARA A (1997).** Tree size dependence of litter production, and above-ground net production in a young hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) stand. *Journal of Forest Research* 2: 31-37.
- AERTS R, DE CALUWE H (1997).** Nutritional and plant-mediated controls on leaf litter decomposition of *Carex* species. *Ecology* 78: 244-260.
- ARENAS SH (1995).** Dinámica de la hojarasca en un bosque nativo altoandino y un bosque de eucaliptos en la región de Moserrate, Colombia. En: Mora-O, L y Sturn, H (eds). *Estudios ecológicos del Páramo y del bosque Altoandino Cordillera Oriental de Colombia*. Tomo II. Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales. Colección Jorge Álvarez Lleras N°6 Santa Fe de Bogotá, Colombia.
- ARTURI M, BARRERA M, BROWN A (1996).** Caída y masa de hojarasca en bosques de *Celtis tala* Gill ex Planch y *Scutia buxifolia* Reiss del este de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* 101: 151-158.
- ARUNACHLAM A, MAITHANI K, PANDEY HN, TRIPATHI RS (1998).** Fine litterfall and nutrient dynamics during forest regrowth in the humid subtropics of north eastern India. *Forest Ecology and Management* 110:209–219.
- ATTIWILL PM, ADAMS MA (1993).** Tansley review No. 50. Nutrient cycling in forests. *New Phytologist* 124: 561-582.
- AUSSENAC G (1997).** Interactions between climates and forests at the local, regional, and global levels. In Birot Y ed. *Sustainable forest management: Contribution of research*. Zvolen, Slovakia. Arbora Publishers spol. s.r.o. 1-16 pp. (IUFRO Occasional Paper N° 9).
- AUSSENAC G (2000).** Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science* 57: 287-301.
- AUSTIN AT, VIVANCO L (2006).** Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation. *Nature* 442: 555–558.
- BAHAMONDE HA, PERI PL, ALVAREZ R, BARNEIX A, MORETTO A, MARTÍNEZ PASTUR G (2012a).** Litter decomposition and nutrients dynamics in *Nothofagus antarctica* forests under silvopastoral use in Southern Patagonia. *Agroforest Systems* 84: 345–360.
- BAHAMONDE HA, PERI PL, ALVAREZ R, BARNEIX A, MORETTO A, MARTÍNEZ PASTUR G (2012b).** Silvopastoral use of *Nothofagus Antarctica* in Southern Patagonian forests, influence over net nitrogen soil mineralization. *Agroforest Systems* 84: 345–360.

- BARG AK, EDMONDS R (1999).** Influence of partial cutting on site microclimate, soil nitrogen dynamics, and microbial biomass in Douglas-fir stands in western Washington. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 705-713.
- BARNES BV, ZAK DR, DENTON SR, SPURR SH (1998).** *Forest ecology*. 4 ed. New York, USA. John Wiley. 774 pp.
- BARRERA MD, FRANGI JL, RICHTER LL, PERDOMO MH, PINEDO LB (2000).** Structural and functional changes in *Nothofagus pumilio* forests along an altitudinal gradient in Tierra del Fuego, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 11:179-188.
- BARRERA MD, FRANGI JL, FERRANDO JJ, GOYA JF (2004).** Descomposición del mantillo y liberación foliar neta de nutrientes de *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. Et Bizzarri en El Bolsón, Río Negro. *Ecología Austral* 14: 99-112.
- BARRET JE, BURKE IC (2002).** Nitrogen retention in semiarid ecosystems across a soil organic-matter gradient. *Ecological Applications* 12: 878–890.
- BAUHUS J, BARTSCH N, HÜTTL RF, NILSSON LO, JOHANSSON UT (1995).** Mechanisms for carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps. I: Microclimate, water balance and seepage water chemistry. *Plant and Soil* (168-69): 579-584.
- BAUTHUS J, BARTHEL R (1995).** Mechanisms for carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps. *Plant and Soil* (168–169): 585–592.
- BAVA J (2003).** El uso forestal de los bosques de lenga argentinos y la certificación de manejo del Forest Stewardship. *Quebracho*10: 53-59.
- BAVA JO, COLLADO L, COLOMBO L, FARINA S, FAVORETTI S, JARAS F, HLOPEC R, LÓPEZ BERNAL P, URQUÍA N (2005).** Historia y perspectivas del aprovechamiento forestal en tierras fiscales en Tierra del Fuego. Tercer Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. 6-9 de Septiembre.
- BEEK AUS DER R, SAENZ G (1992).** Manejo forestal basado en la regeneración natural del bosque: estudio de caso en los robledales de altura de la cordillera de Talamanca, Costa Rica. Informe. Técnico N° 200. CATIE. Turrialba (Costa Rica). 48 pp.
- BERG B, WESSEN B, EKBOHM G (1982).** Nitrogen level and lignin decomposition in Scots pine needle litter. *Oikos* 38: 291-296.
- BERG B, MC CLAUGHERTY C (2008).** *Plant litter: Decomposition, humus formation, Carbon sequestration*, 2a edición. Springer, Berlin. 338 pp.
- BERNHARD-REVERSAT F (1982).** Biogeochemical cycle of nitrogen in a Semi-arid savanna. *Oikos* 38(3): 321-332.
- BEYER L, IRMLER U (1991).** The structure of humus and dynamic of litter decomposition on a luvisol and a podzol under forest. *Pedobiología* 35: 368-380.
- BINKLEY D (1986).** *Forest nutrition management*. Wiley. NY. 290 pp.
- BITTERLICH W (1984).** The relascope idea. Relative measurements in forestry. Commonwealth Agricultural Bureaux. Londres, Inglaterra. 242 pp.
- BLAIR JM, CROSSLEY DA (1988).** Litter decomposition, nitrogen dynamics and litter microarthropods in a southern Appalachian hardwood forest 8 years following clearcutting. *Journal of Applied Ecology* 25: 683-698.

- BOCOCK K L, GILBERT O, CAPSTICK CK, TWINN DC, WAID JS, WOODMAN MJ (1960).** Changes in leaf litter when placed on the surface of soils with contrasting humus types. I. Losses in dry weight of oak and ash leaf litter. *Journal of Soil Science* 11: 1–9.
- BOONE RD (1992).** Influence of sampling date and substrate on nitrogen mineralization: Comparison of laboratory-incubation and buried- bag methods for two Massachusetts forest soils. *Canadian Journal of Forest Research* 22: 1895–1900.
- BRAIS S, CAMIRÉ C, BERGERON Y, PARÉ D (1995).** Changes in nutrient availability and forest floor characteristics in relation to stand age and forest composition in the southern part of the boreal forest of northwestern Quebec. *Forest Ecology and Management* 76: 181-189.
- BRAVO O, BUSSO C, LENCINAS MV, MARTÍNEZ PASTUR G (2002).** Caracterización de suelos en bosques de *Nothofagus* y sus ambientes asociados en Tierra del Fuego. *Actas del XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Puerto Madryn. 110 pp.
- BRAY JR, GORHAM E (1964).** Litter production in forests of the world. *Advances in Ecological Research* 2: 101–157.
- BREMNER JM, KEENEY ER (1965).** Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. *Analytica Chimica Acta* 32: 485-495.
- BURGOS J (1985).** Clima del extremo austral de Sudamérica. En: Boelcke O, Moore DM, Roig FA (eds) *Transecta Botánica de la Patagonia Austral*. CONICET (Argentina), Royal Society (Great Britain) e Instituto de la Patagonia (Chile), Buenos Aires. 10-48 pp.
- CALDENTEY J, SCHMIDT H, IBARRA M, PROMIS A (1998).** Modificaciones microclimáticas causadas por el uso silvícola de bosques de Lengua (*Nothofagus pumilio*), en Magallanes, Chile. Primer Congreso Latinoamericano de IUFRO. Valdivia (Chile), 22-28 Noviembre. 12 pp.
- CALDENTEY J, PROMIS A, SCHMIDT HE, IBARRA M (1999-2000).** Variación microclimática causada por una corta de protección en un bosque de lenga (*Nothofagus pumilio*). *Ciencias Forestales* 14(1-2): 51-59.
- CALDENTEY J, IBARRA M, HERNÁNDEZ J (2001).** Litter fluxes and decomposition in *Nothofagus pumilio* stands in the region of Magallanes, Chile. *Forest Ecology and Management* 148: 145-157.
- CARABELI F (1991).** Estudio bibliográfico sobre lenga (*Nothofagus pumilio*) con énfasis en aspectos de dinámica y manejo de bosque. Universidad Nacional de la Patagonia-Centro de Investigaciones Forestales. 32 pp.
- CHAPIN FS III, MATSON PA, MOONEY HA, CHAPIN MC (2002).** *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, Nueva York. 436 pp.
- CHEN J, FRANKLIN JF, SPIES TA (1993).** Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 63: 219-237.
- CHILDS SW, FLINT LE (1987).** Effect of shade-cards, shelterwoods, and clearcuts on temperature and moisture environments. *Forest Ecology and Management* 18: 205–217.
- CINTRA R (1997).** Leaf litter effects on seed and seedling predation of the palm *Astrocaryum murumuru* and the legume tree *Dipteryx micrantha* in Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 13: 709-725.
- COLE DW, RAPP M (1981).** Elemental cycling in forest ecosystems, en dynamic properties of forest ecosystems.vol 23, 341 pp.

- COLLADO L (2001)**. Los bosques de Tierra del Fuego. Análisis de su estratificación mediante imágenes satelitales para el inventario forestal de la provincia. *Multequina* 10: 116.
- COLLADO L (2007)**. La vegetación de Tierra del Fuego: de la estepa a la selva. In Godoy Martínez C ed. *Patagonia Total, Antártida e Islas Malvinas*. Buenos Aires, Argentina. Barcel Baires Ediciones. 755-772 pp.
- COLLADO L, FARINA S, JARAS F, VARGAS H (2008)**. Monitoreo del estado de intervención y de la regeneración de *Nothofagus pumilio* en un plan de manejo forestal en el ecotono estepa-bosque de Tierra del Fuego, Argentina. *Bosque* 29 (1):85-90.
- COLLANTES MB, ANCHORENA J (1993)**. Las malezas exóticas y plantas escapadas de cultivo en la región de estepa de Tierra del Fuego. *Parodiana* 8: 213–217.
- CORNS IAG, MAYNARD DG (1998)**. Effects of soil compaction and chipped aspen residue on aspen regeneration and soils nutrients. *Canadian Journal of Soil Science* 78: 85-92.
- COSTANTINO I (1950)**. “La lenga”. Estudio forestal y método de tratamiento. *Revista de la Facultad de Agronomía La Plata* 27(2): 197-220.
- COUTEAUX MM, BOTTLNER P, ANDERSON JM, BERG B, BOLGER T, CASALS P, ROMANYÀ J, THIÉRY JM, VALLEJO VR (2001)**. Decomposition of ¹³C labelled standard plant material in a latitudinal transect of European coniferous forests: differential impact of climate on the decomposition of soil organic matter compartments. *Biogeochemistry* 54: 147-170.
- CROW TR, MROZ GD, GALE MR (1991)**. Regrowth and nutrient accumulations following whole-tree harvesting of a maple-oak forest. *Canadian Journal Forest Research* 21: 1305-1315.
- CUEVAS JG, ARROYO MTK (1999)**. Ausencia de banco de semillas persistente en *Nothofagus pumilio* (Fagaceae) en Tierra del Fuego, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 73-82.
- DANIEL RM, LIMMER AW, STEELE KW, SMITH IM (1982)**. Anaerobic growth, nitrate reduction and denitrification in 46 Rhizobium strains. *Journal of general microbiology* 128: 1811-1815.
- DEFERRARI G, CAMILION C, MARTÍNEZ PASTUR G, PERI P (2001)**. Changes in *Nothofagus pumilio* forest biodiversity during the forest management cycle: 2. Birds. *Biodiversity Conservation* 10: 2093-2108.
- DIAZ-RAVINA M, ACEA MJ, CARBALLAS T (1995)**. Seasonal changes in microbial biomasa and nutrient flush in forest soils. *Biology and Fertility of Soils* 19: 220-226.
- DIRECCION DE BOSQUES (2011)**. Informe de estadísticas de aprovechamiento forestal correspondiente al período 2010-2011 y análisis comparativo de estadísticas históricas. 9 pp.
- DIMITRI M (1972)**. La Región de los Bosques Andino Patagónicos. Sinopsis General. INTA Buenos Aires, Argentina.
- DONOSO ZEGERS C (1990)**. Ecología Forestal. El Bosque y su Medio Ambiente. Editorial Universitaria, Universidad Austral de Chile, 2a ed. 369 pp.
- DONOSO ZEGERS C (1993)**. Estructura y dinámica de los bosques dominados por las especies de *Nothofagus*. En: *Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, Estructura y Dinámica*. Ecología Forestal, Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

- DUCID MG, MURACE MA, CELLINI JM (2005).** Diversidad fúngica en el filoplano de *Osmorhiza* spp. relacionado con el sistema de regeneración empleado en bosques de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego, Argentina. *Bosque* 26(1): 33-42.
- EDWIN M, EVERHAM M, RANDELL M, VANDEGENACHTE E (1996).** Effects of light, moisture, temperature and litter on the regeneration of five tree species in the tropical montane wet forest of Puerto Rico. *American Journal of Botany* 83(8):1063-1068.
- ELLIOT K, SWANK W (1994).** Changes in tree species diversity after successive clearcuts in the Southern Appalachians. *Vegetatio* 115: 11-18.
- FACELLI JM, PICKETT STA (1991).** Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *The Botanical Review* 57: 1–32.
- FAO (2010).** Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: Informe principal. Estudio FAO Montes n° 163. Roma. www.fao.org/docrep/013/i1757s/i1757s00.htm.
- FERNÁNDEZ C, MARTÍNEZ PASTUR G, BOYERAS F, PERI P (1993).** Funciones de altura total y área de copa para lenga (*Nothofagus pumilio*) en Lago General Vintter-Cerro Colorado, Provincia del Chubut. Alcances por clases de exposición y altitud. *Ciencia e Investigación Forestal* 7(2): 315-337.
- FERNÁNDEZ C, MARTÍNEZ PASTUR G, PERI P, VUKASOVICK R (1997).** Thinning schedules for *Nothofagus pumilio* forest in Patagonia, Argentina. Atlas del XI Congreso Forestal Mundial. Volumen 3: D. función productiva de los bosques. Antalya, 13-22 de octubre.
- FERNÁNDEZ C, STAFFIERI G, MARTÍNEZ PASTUR G, PERI P (1998).** Cambios en la biodiversidad del sotobosque a lo largo del ciclo de manejo forestal de la Lenga. Actas Primer Congreso Latinoamericano IUFRO, Valdivia (Chile), 22-28 de noviembre.
- FINZI AC, CANHAM CD, VAN BREEMEN N (1998).** Canopy tree-soil interactions within temperate forests: species effects on pH and cations. *Ecological Applications* 8: 447.
- FISHER RF, BINKLEY D (2000).** Ecology and Management of Forest Soils. John Wiley & Sons, New York. 489 pp.
- FLUECK WT (2009).** Evolution of forest systems: the role of biogeochemical cycles in determining sustainable forestry practices. *Ecology and Society* 14(2): r4. www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/resp4/
- FRANGI J, RICHTER L (1992).** Los ecosistemas forestales de la Tierra del Fuego. *Vida Silvestre* (ICONA, España) 72 2° seminario: 36-43 pp.
- FRANGI JL, RICHTER LL (1994).** Balances hídricos de bosques de *Nothofagus* de Tierra del Fuego, Argentina. *Revista de la facultad de Agronomía (La Plata)* 70: 65-79.
- FRANGI JL, MD BARRERA, L RICHTER (1995).** Estructura de la biomasa y dinámica de la materia seca en bosque de *Nothofagus pumilio* en distintas fases de desarrollo y sobre un gradiente altitudinal en Tierra del Fuego. En: IV Jornadas Forestales Patagónicas. San Martín de los Andes, Neuquén, Argentina, Tomo III: 747-748.
- FRANGI JL, RICHTER LL, BARRERA MD, ALOGGIA M (1997).** Decomposition of *Nothofagus* fallen woody debris in forests of Tierra del Fuego, Argentina. *Canadian Journal of Forest Resources* 27: 1095–1102.

- FRANGI JL, BARRERA MD, PUIG DE FÁBREGAS J, YAPURA PF, ARAMBARRI AM, RICHTER L (2004).** Ecología de los bosques de Tierra del Fuego. En: Arturi MF, Frangi JL, Goya JF (eds) Ecología y manejo de bosques nativos de Argentina. Presentación multimedia en CD, Editorial Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.
- FRANGI JL, BARRERA MD, RICHTER LL, LUGO AE (2005).** Nutrient cycling in *Nothofagus pumilio* forest along and altitudinal gradient in Tierra del Fuego, Argentina. *Forest Ecology and Management* 217: 80-94
- FRAZER DW, McCOLL JG, POWERS RF (1990).** Soil nitrogen mineralization in a clearcutting chronosequence in a northern California conifer forest. *Soil Science Society of America Journal*. 54:1145–1152.
- FREDERIKSEN P (1988).** Soils of Tierra del Fuego. A Satellite-based Land Survey Approach. *Folia Geographica Danica*, 18: 159 pp. C.A. Reitzels Forlag. Copenhagen.
- FROELICH HA, MILES DWR, ROBBINS RW (1986).** Growth of young *Pinus ponderosa* and *Pinus contorta* on compacted soils in central Washington. *Forest Ecology and Management* 15: 285–294.
- GALLARDO A, MERINO J (1993).** Leaf decomposition in two Mediterranean ecosystems of southwest Spain: influence of substrate quality. *Ecology* 74: 152-161.
- GALLARDO JF, MARTÍN A, MORENO G, SANTA REGINA I (1998).** Nutrient cycling in deciduous forest ecosystems of the Sierra de Gata mountains: nutrient supplies to the soil through both litter and throughfall. *Annals of Forest Science* 55: 771–784.
- GARIB I (1996).** Rendimientos volumétricos en bosque de lenga (*Nothofagus pumilio*) sometidos a cortas de protección. Provincia de Tierra del Fuego, XII Región. Tesis de grado. Universidad de Chile, Santiago, Chile. 55 pp.
- GAYOSO J, MUÑOZ R (1997).** Claves para estimar el nivel de fragilidad de los suelos a la degradación. En: Gayoso y Acuña, Manual de curso sobre evaluación de impacto ambiental en operaciones forestales, Universidad Austral de Chile. Valdivia, 18-20 diciembre 1997. 88-104 pp.
- GAYOSO J, ALARCÓN D (1999).** Guía de Conservación de Suelos Forestales. Proyecto Certificación del Manejo Forestal en las Regiones Octava, Décima y Duodécima. Programa de producción forestal y medio ambiente. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. 81 pp.
- GEA-IZQUIERDO G, MARTÍNEZ PASTUR G, CELLINI JM, LENCINAS MV (2004).** Forty years of silvicultural management in southern *Nothofagus pumilio* (Poepp. Et Endl.) Krasser primary forests. *Forest Ecology and Management* 201(2-3): 335-347.
- GEIGER R, ARON RH, TODHUNTER P (2003).** The climate near the ground. 6 ed. Lanham, USA. Rowman & Littlefield Publishers. 584 pp.
- GERDING V, HUBER H, FAESCH A (1995).** Reconocimiento de suelos. Forestal Trillium Ltda. Proyecto Río Cóndor. Informe del subproyecto 94-02. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. 76 pp
- GERDING V, THIERS O (2002).** Caracterización de suelos bajo bosques de *Nothofagus betuloides* (Mirb) Blume, en Tierra del Fuego (Chile). *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 819-833.
- GOLZ HL, HAWK GM, CAMPBELL A, CROMACK JR K, BROWN AT (1985).** Early vegetation recovery and element cycles on a clear-cut watershed in western Oregon. *Canadian Journal Forest Research* 15: 400-409.

- GODAGNONE R, IRISARRI J (1990).** Mapa de suelos del Territorio Nacional de Tierra del Fuego. Tomo II: 615-64. En G: Moscatelli. Atlas de suelos de la República Argentina. SAGyP – INTA - Proyecto PNUD ARG 89/019. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Centro de Investigación en Recursos Naturales, Argentina.
- GODEAS AM, ARAMBARRI AM, GAMUNDI IJ, SPINEDI HA (1985).** Descomposición de la hojarasca del bosque de lenga (*Nothofagus pumilio*). Ciencias del suelo 3: 68-77.
- GODEAS AM (1988).** Procesos de descomposición en bosques de *Nothofagus* en la Argentina. Monografías Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Simposio sobre *Nothofagus*4: 49-54.
- GRACEN EL, SANDS R (1980).** Compaction of forest soils. A review. Australian Journal of Soil Research 18:163-189.
- HARMON ME, NADELHOFFER KJ, BLAIR JM (1999).** Analysis of detritus and organic horizons for mineral and organic constituents. In: Robertson GP, Coleman DC, Bledsoe CS, Sollins P (eds) Standard soil methods for long-term ecological research. Oxford University Press, Oxford, 143–165 pp.
- HATCHELL GE, RALSTON CW, FOIL RR (1970).** Soil disturbance in logging. Journal of Forest 68: 772–775.
- HEAL OW (1990).** Decomposition and nutrient release in even-aged plantations. En: Proceeding of the XIX World Congress IUFRO, Montreal, Canadá, August 5-11. 257-291 pp.
- HENDRICKSON QQ, CHATARPAUL L, ROBINSON JB (1985).** Effects of two methods of timber harvesting on microbial processes in forest soil. Soil Science Society of American Journal 49: 739-736.
- HENDRICKSON QQ (1988).** Biomass and nutrients in regenerating woody vegetation following whole-tree and conventional harvest in a northern mixed forest. Canadian Journal Forest Research 18: 1427-1436.
- HERNÁNDEZ M, MURCIA M (1995).** Estimación de la productividad primaria de *Espeletia grandiflora* H & B y *Pinus patula* Schul & Cham en el páramo “El Granizo”, Cundinamarca, Colombia. En: Mora-O, L y Sturn, H (eds). Estudios ecológicos del Páramo y del bosque Altoandino Cordillera Oriental de Colombia. Tomo II. Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales. Colección Jorge Álvarez Lleras N°6 Santa Fe de Bogotá, Colombia.
- HOBBIE SE (1996).** Temperature and plant species control over litter decomposition in Alaskan tundra. Ecology Monography 66:503–522.
- HOLMES WE, ZAK DR (1999).** Soil microbial control of nitrogen loss following clear-cut harvest in a northern hardwood ecosystems. Ecology Application 9: 202-215.
- HORNBECK JW, SWANK WT (1992).** Watershed ecosystem analysis as a basis for multiple use management of eastern forest. Ecological Applications 2(3): 238-247.
- HOUGHTON RA, HACKLER JL, LAWRENCE KT (1999).** The U.S. carbon budget: Contributions from land-use change. Science 285: 574–578.
- HOUSTON APC, VISSER S, LAUTENSCHLAGER RA (1998).** Microbial processes and fungal community structure in soils from clear-cut and unharvested areas of two mixedwood forests. Canadian Journal of Botany 76: 630-640.

- HOWARD TM (1972).** Studies in the ecology of *Nothofagus cunninghamii* Oerst. II Phenology. Australian Journal of Botany 21: 79-92.
- HYVONEN R, OLSSON BA, LUNDKVIST H, STAAF H (2000).** Decomposition and nutrient release from coniferous logging residues. Forest Ecology and Management 126: 97-112.
- IBARRA M, CALDENTEY J, PROMIS A (2011).** Descomposición de hojarasca en rodales de *Nothofagus pumilio* de la región de Magallanes. Bosque 32(3): 227-233.
- IDOL TW, POPE PE, PONDER JR F (2002).** Changes in microbial nitrogen across a 100-year of chronosequence of Upland Hardwood Forests. Soil Science Society of American Journal 66:1652-1648.
- IDOL TW, POPE PE, PONDER F (2003).** N mineralization, nitrification, and N uptake across a 100-year chronosequence of upland hardwood forests. Forest Ecology and Management 176: 509–518.
- IMBERT JB, BLANCO JA, CASTILLO FJ (2004).** Gestión forestal y ciclos de nutrientes en el marco del cambio global. En: F. Valladares (ed.). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. 479-506 pp. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. España.
- INTA (1991).** Grupo de estudio de los suelos con aluminio activo. Tierra del Fuego, Santa Cruz y Magallanes. Informe Técnico. 156 pp.
- ITURRASPE R, SOTTINI R, SCHROEDER C, ESCOBAR J (1989).** Generación de información hidroclimática en Tierra del Fuego. Hidrología y Variables Climáticas del Territorio de Tierra del Fuego, Información básica. CONICET-CADIC, Ushuaia, Argentina, Contribución Científica nº 7: 4-170.
- JARVIS S, STOCKDALE E, SHEPHERD M, POWLSON D (1996).** Nitrogen Mineralization in Temperate Agricultural Soils: Processes and Measurement. Advances in Agronomy 57: 188-235.
- JOHNSON DW, CURTIS PS (2001).** Effects of forest management on soil C and N storage: Meta analysis. Forest Ecology and Management 140: 227–238.
- JORGENSEN J, WELLS C, METZ L (1975).** The nutrient cycle: key to continuous forest production. Journal of Forestry 73: 400-403.
- JOSHI AB, VANN DR, JOHNSON AH (2005).** Litter Quality and Climate Decouple Nitrogen Mineralization and Productivity in Chilean Temperate Rainforests. Soil Science Society of America Journal 70: 153–162.
- JURGENSEN MF, HARVE AE, GRAHAM RT, PAGE-DUMROESE DS, TONN JR, LARSEN MJ, JAIN TB (1997).** Impacts of timber harvesting on soil organic matter, nitrogen, productivity, and health of inland northwest forests. Forest Science 43: 234-251.
- KELLY D (1994).** The evolutionary ecology of mast seeding. Trends in Ecology and Evolution 9: 465-470.
- KELLY D, SORK VL (2002).** Mast seeding in perennial plants: why, how, where? Annals of Review Ecology Systems 33: 427-447.
- KIM C, SHARIK TL, JURGENSEN MF (1995).** Canopy cover effects on soil nitrogen mineralization in northern red oak (*Quercus rubra*) stands in northern Lower Michigan. Forest Ecology and Management 76: 21–28.
- KIMMINS JP (1997).** Biogeochemistry, cycling of nutrients in ecosystem. In Forest ecology, a foundation for sustainable management. 2nd ed. Edited by JP. Kimmins. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ. 71–129 pp.

- KNOEPP JD, SWANK WT (1994).** Long-Term Soil Chemistry Changes in Aggrading Forest Ecosystems. Soil Science Society of America Journal 58: 325-331.
- KNOEPP JD, SWANK WT (1997).** Forest management effects on surface soil carbon and nitrogen. Soil Science Society of America Journal 61(3): 928-935.
- LANCIOTTI M (1993).** "Gimo-secuencia de suelos y vegetación en Tierra del Fuego". En: Suelos Forestales, Boletín N° 10, Sociedad Chilena Ciencia del Suelo, Valdivia, 254-256 pp.
- LARSEN JB (1995).** Ecological stability of forests and sustainable silviculture . Forest Ecology and Management (73): 85-93.
- LASKOWSKI R, NIKLINSKA M, MARYANSKI M (1995).** The dynamics of chemical elements in forest litter. Ecology 76: 1393-1406.
- LEE R (1978).** Forest microclimatology. New York, USA. Columbia University Press. 276 pp.
- LENCINAS MV (2005).** Biodiversidad en el bosque productivo de *Nothofagus pumilio* y sus ambientes asociados en Tierra del Fuego. Doctorado en Agronomía de la UNSur. Bahía Blanca, 3 de Marzo. 2 tomos. 243 pp.
- LENCINAS MV, MARTÍNEZ PASTUR G, ANDERSON CB (2008).** The value of timber quality forest for insect conservation on Tierra del Fuego Island compared to associated non-timber quality stands. Journal Insect Conservation 12: 461-475.
- LENCINAS MV, MARTÍNEZ PASTUR G, GALLO E, CELLINI JM (2009).** Alternative silvicultural practices with variable retention improve bird conservation in managed South Patagonian forests. Forest Ecology and Management 258: 472-480.
- LENCINAS MV, MARTÍNEZ PASTUR G, SOLER ESTEBAN R, BASSINO E, CÓRDOBA J, MARTÍNEZ A, BARRERA M (2010).** Dinámica del sotobosque en bosques de lenga aprovechados mediante retención variable. Jornadas Forestales de Patagonia Sur, Ushuaia 10-12 de Noviembre de 2010.
- LENCINAS MV, MARTÍNEZ PASTUR G, GALLO E, CELLINI JM (2011).** Alternative silvicultural practices with variable retention to improve understory plant diversity conservation in southern Patagonian forests. Forest Ecology and Management 262: 1236-1250.
- LEWIS CN, WHITFIELD JB (1999).** Braconid wasp (Hymenoptera: Braconidae) diversity in forest plots under different silvicultural methods. Environmental Entomology 28: 986-997.
- LI Q, ALLEN HL, WILSON CA (2003).** Nitrogen mineralization dynamics following the establishment of a loblolly pine plantation. Canadian Journal of Forest Research 33: 364–374.
- LINDNER DL, BURDSALL HH (2006).** Species diversity of polyporoid and corticioid fungi in northern hardwood forests with differing management histories. Mycologia (98) 2: 195-217.
- LOEKEMEYER N, HLOPEC R, BIANCIOTTO O, VALDÉZ G, ORTIZ G (2005).** El sistema de áreas naturales protegidas de la provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur. Ministerio de la Producción. Provincia de Tierra del Fuego. 18 pp.
- LUGO A, BROWN S (1991).** Comparing tropical and temperate forest. In: Cole, J., Lovett, G., Findlay, S. (Eds.), Comparative Analyses of Ecosystems. Springer, New York, 319-330 pp.
- MANSILLA PR, MORETTO A, PANCOTTO A, VRSALOVIC J, ESCOBAR J, LENCINAS MV (2010).** Producción de semillas de *Nothofagus pumilio* en bosques aprovechados por corta de protección

en Tierra del Fuego. Jornadas Forestales de Patagonia Sur, 11-12 de Noviembre de 2010. Ushuaia, Tierra del Fuego.

- MARGALEF R (1980).** Ecología. Ediciones Omega. Barcelona. España. 951 pp.
- MARTIN A, GALLARDO JF, SANTA REGINA I (1993).** Dinámica de la descomposición de hojas de rebollo en cuatro ecosistemas forestales de la Sierra de Gata (provincia de Salamanca, España): índices de descomposición. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* 2 (1): 5-17.
- MARTIN A, GALLARDO JF, SANTA REGINA J (1996).** Aboveground litter production and bioelement potential return in evergreen oak (*Quercus rotundifolia*) woodland near Salamanca (Spain). *Annals of Forest Science* 53: 811-818.
- MARTÍNEZ PASTUR G, FERNÁNDEZ C (1994).** Forest Management: Analysis of SDI's determination for Lengua (*Nothofagus pumilio*) forests. International Symposium on Cold Region Development. Espoo (Finlandia), 13-16 Junio.
- MARTÍNEZ PASTUR G, PERI P, VUKASOVIC R, VACCARO S, PIRIZ CARRILLO V (1997).** Site index equation for *Nothofagus pumilio* Patagonian forest. *Phyton* 6(1/2): 55-60.
- MARTÍNEZ PASTUR G, PERI PL, FERNÁNDEZ C, STAFFIERI G (1999a).** Desarrollo de la regeneración a lo largo del ciclo del manejo forestal de un bosque de *Nothofagus pumilio*: Incidencia de la cobertura y el aprovechamiento o cosecha. *Bosque* 20(2): 39-46.
- MARTÍNEZ PASTUR G, PERI PL, FERNÁNDEZ C, STAFFIERI G, RODRÍGUEZ D (1999b).** Desarrollo de la regeneración a lo largo del ciclo del manejo forestal de un bosque de *Nothofagus pumilio*: 2. Incidencia del ramoneo de *Lama guanicoe*. *Bosque* 20(2): 47-53.
- MARTÍNEZ PASTUR G, CELLINI JM, PERI P, VUKASOVIC R, FERNÁNDEZ MC (2000).** Timber production of *Nothofagus pumilio* forests by a shelterwood system in Tierra del Fuego (Argentina). *Forest Ecology and Management* 134: 153-162.
- MARTÍNEZ PASTUR G, CELLINI J, LENCINAS V, VUKASOVIC R, VICENTE R, BERTOLAMI F, GIUNCHI J (2001).** Modificación del crecimiento y de la calidad de fustes en un raleo fuerte de un rodal en fase de crecimiento óptimo inicial de *Nothofagus pumilio*. *Ecología Austral* 11: 95-104.
- MARTÍNEZ PASTUR G, PERI PL, FERNÁNDEZ MC, STAFFIERI G, LENCINAS MV (2002).** Changes in understory species diversity during the *Nothofagus pumilio* forest management cycle. *Journal of Forest Research* 7: 165-174.
- MARTÍNEZ PASTUR G, LENCINAS MV, VUKASOVIC R, PERI P, DIAZ B, CELLINI JM (2004).** Turno de corta y posibilidad de los bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) en Tierra del Fuego (Argentina). *Bosque* 25(1): 29-42.
- MARTÍNEZ PASTUR G, LENCINAS MV (2005).** El manejo forestal en los bosques de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego. *IDIA-XXI*, 5(8), 107-110.
- MARTÍNEZ PASTUR G, LENCINAS MV, PERI PL, CELLINI JM (2008).** Flowering and seeding patterns in unmanaged and managed *Nothofagus pumilio* forests with a silvicultural variable retention system. *Forstarchiv* 79: 60-65.
- MARTÍNEZ PASTUR G, CELLINI JM, PERI P, LENCINAS MV, GALLO E, SOLER-ESTEBAN R (2009).** Timber management with variable retention in *Nothofagus pumilio* forests of Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 258: 436-443.

- MARTÍNEZ PASTUR G, CELLINI JM, LENCINAS MV, BARRERA M, PERI PL (2011).** Environmental variables influencing regeneration of *Nothofagus pumilio* in a system with combined aggregated and dispersed retention. *Forest Ecology and Management* 261: 178-186.
- MATSON PA, BOONE RD (1984).** Natural disturbance and nitrogen mineralization: Wave-form dieback of Mountain Hemlock in the Oregon Cascades. *Ecology* 65: 1511–1516.
- MATSON PA, VITOUSEK PM (1981).** Nitrogen mineralization and nitrification potentials following clearcutting in the Hoosier National Forest, Indiana. *Forest Science* 27: 781–791.
- MAZZARINO MJ, BERTILLER M, SCHLICHTER T & GOBBI M (1998).** Nutrient cycling in Patagonian ecosystems. *Ecología Austral* 8:167-181.
- MAZZARINO MJ, GOBBI ME (2005).** Indicadores de circulación de nutrientes en bosques andino patagónicos. *IDIA-XXI Revista de información sobre investigación y desarrollo agropecuario* 5 (8): 15-18.
- MEENTEMEYER V (1978).** Macroclimate and lignin control over litter decomposition rates. *Ecology* 59: 465-472.
- MELILLO JM, ABER JD & MURATURE JF (1982).** Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63: 571- 584.
- MILLER RB, HURST FB (1957).** The quantity and nutrient content of hard beech litter. *Forest Research Notes*. .New Zealand Forest Service N° 8.
- MOORE DM, GOODALL RNP (1977).** La flora adventicia de Tierra del Fuego. *Patagonia* 8: 263–274.
- MOORE DM (1983).** Flora de Tierra del Fuego. Anthony Nelson, England. 396 pp.
- MORETTO A, ROMINA A (2004).** Producción, descomposición y mineralización de la hojarasca en bosques primarios e intervenidos de Tierra del Fuego (Argentina). 3er Congreso forestal de Cuba y III Simposio Internacional de Técnicas Agroforestales, septiembre.
- MORETTO A, LÁZZARI A, FERNÁNDEZ O (2005).** Calidad y cantidad de nutrientes de la hojarasca y su posterior mineralización en bosques primarios y bajo manejo con distintos sistemas de regeneración. Dirección de Bosques de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de Nación (SAyDS). Proyecto BIRF 4085-AR.
- MORMENEO AI, MARTÍNEZ PASTUR G, MORETTO A (2004).** Modificaciones microclimáticas en el bosque debido a las intervenciones silviculturales. Módulo Lengua- Subproyecto 2-Clima PIARFON BAP.
- NAUERTZ EA, CROW TR, ZASADA JC, TECLAW RM (2004).** Microclimatic variation between managed and unmanaged northern hardwood forests in Upper Michigan, USA. Saint Paul, USA. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station. 31 pp. (Gen. Tech. Rep. NC-236).
- NABUURS GJ, THURIG E, HEIDEMA N, ARMOLAITIS K, BIBER P, CIENCIALA E, KAUFMANN E, MAKIPAA R, NILSEN P, PETRITSCH R, PRISTOVA T, ROCKJ, SCHELHAAS MJ, SIEVANEN R, SOMOGYI Z, VALLET P (2008).** Hotspot of the European forests carbon cycle. *Forest Ecology and management* 256: 194-200.
- NADELHOFFER KJ, ABER JD, MELILLO JM (1983).** Leaf-litter production and soil organic matter dynamics along a nitrogen-availability gradient in southern Wisconsin (USA). *Canadian Journal of Forest Research* 13: 12-21.

- NAUERTZ EA, CROW TR, ZASADA JC, TECLAW RM (2004).** Microclimatic variation between managed and unmanaged northern hardwood forests in Upper Michigan, USA. Saint Paul, USA. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station. 31 pp. (Gen. Tech. Rep. NC-236).
- NEVILLE J, TESSIER JL, MORRISON I, SCARRATT J, CANNING B, KLIRONOMOS JN (2002).** Soil depth distribution of ecto- and arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Populus tremuloides* within a 3-yearold boreal forest clear-cut. *Applied Soil Ecology* 19: 209–216.
- NÓVOA-MUÑOZ JC, PONTEVEDRA-POMBAL X, MORETTO A, PEÑA S, ESCOBAR J, GARCÍA RODEJA GAYOSO E (2008).** Caracterización geoquímica de suelos forestales de lenga en el ecotono de Tierra del Fuego (Argentina). XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 13-16 de Mayo 2008. Potrero de los Funes (SL), Argentina.
- OLSEN SR, COLE CV, WATANABE FS, DEAN LA (1954).** Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate. Department of Agriculture. Circular 939. U.S. Washington, D. C.
- OLSON JS (1963).** Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 322-331.
- OSONO T, TAKEDA H (2004).** Potassium, calcium and magnesium dynamics during litter decomposition in a cool temperate forest. *Journal Forest Research* 9: 23–31.
- PALACIOS-BIANCHI P (2003).** Producción y descomposición de hojarasca en un bosque maulino fragmentado. Seminario de Título, Facultad de Ciencias, Universidad Chile, Chile.
- PALMA RM, PRAUSE J, FONTANIVE AV, JIMENEZ MP (1998).** Litter fall and litter decomposition in a forest of the Parque Chaqueño Argentino. *Forest Ecology and Management* 106: 205-210.
- PALVIAINEN M, FINER L, KURKA AM, MANNERKOSKI H, PIIRAINEN S, STARR M (2004).** Decomposition and nutrient release from logging residues after clear-cutting of mixed boreal forest. *Plant and Soil* 263: 53–67.
- PANIGATTI JL (2010).** Argentina 200 años, 200 suelos. Ed. INTA Buenos Aires. 345 pp.
- PAUL EA, CLARK FE (1989).** Soil microbiology and biochemistry. Academic Press, San Diego. Pausas, J.G. 1997. Litter fall and litter decomposition in *Pinus sylvestris* forest of the eastern Pyrenees. *Journal of Vegetation Science* 8:643-650.
- PAUL EA, CLARK FE (1996).** Soil Microbiology and Biochemistry, second ed, Academic Press, San Diego. 340pp.
- PERAKIS SS, HEDIN LO (2001).** Fluxes and fates of inorganic nitrogen in an unpolluted old-growth temperate forest, southern Chile. *Ecology* 82:2245–2260.
- PERALTA M, OYANEDEL EM (1981).** Los suelos del sector de Las Coles. Skyring, Magallanes. Boletín Técnico N° 63. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, 53 pp.
- PÉREZ-BATALLÓN P, OURO G, MERINO A (2001).** Initial mineralization of organic matter in a forest plantation soil following different logging residue management techniques. *Annals of Forest Science* 58: 807–818.
- PÉREZ CA, ARMESTO JJ, TORREALBA C, CARMONA MR (2003).** Litterfall dynamics and nitrogen use efficiency in two evergreen temperate rainforests of southern Chile. *Austral Ecology* 28: 591-600.

- PERI P, MARTÍNEZ PASTUR G, VUKASOVIC R, DÍAZ B, LENCINAS V, CELLINI J (2002).** Thinning schedules to reduce risk of windthrow in *Nothofagus pumilio* forests of Patagonia, Argentina. *Bosque* 23 (2): 19–28.
- PIATEK KB, ALLEN HL (1999).** Nitrogen mineralization in a pine plantation fourteen years after harvesting and site preparation. *Soil Science Society of American Journal* 63: 990–998.
- PIENE H, VAN CLEVE K (1978).** Weight loss of litter and cellulose bags in a thinned white spruce forest in interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* 8:42-46.
- PIIRAINEN S, FINÉR L, MANNERKOSKI H, STARR M (2002).** Effects of forest clear-cutting on the carbon and nitrogen fluxes through podzolic soil horizons. *Plant and Soil* 239: 301–311.
- POWERS RF (1990).** Nitrogen mineralization along an altitudinal gradient: Interactions of soil temperature, moisture, and substrate quality. *Forest Ecology and Management* 30: 19–29.
- POWERS RF, ALBAN DH, MILLER RE, TIARKS AE, WELLS CG, AVERS PE, CLINE RG, FITZGERALD RO, LOFTUS NS (1990).** Sustaining site productivity in North American forests: problems and prospects. En *Sustained productivity of forest soils*. Editado por S.P. Gessel, D.S. Lacate, G.F. Weetman, y R.F. Powers. Forestry Publication, University of British Columbia, Vancouver, B.C. 49–79 pp.
- POWERS RF, SCOTT A, SANCHEZ FG, VOLDSETH RA, PAGE-DUMROESE D, ELIOFF JD, STONE DM (2005).** The North American long term soil productivity experiment: Findings for the first decade of research. *Forest Ecology and Management* 220 (1-3): 31-50.
- PRAUSE J (1997).** Aporte de las principales especies forestales a la dinámica de la materia orgánica y de los nutrientes en un monte nativo del Parque Chaqueño húmedo. M.Sc. Tesis. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Argentina. 205 pp.
- PRAUSE J, ARCE DE CARAM G, ANGELONI PN (2003).** Variación mensual en el aporte de cuatro especies forestales nativas del Parque Chaqueño Húmedo (Argentina). *Revista de Ciencias Forestales-Quebracho* N°10-Diciembre.
- 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 CE (2002).** The influence of the forest canopy on nutrient cycling. *Tree Physiology* 22: 1193-1200.
- PROMIS A, CALDENTEY J, IBARRA M (2010).** Microclima en el interior de un bosque de *Nothofagus pumilio* y el efecto de una corta de regeneración. *Bosque* (31) 2: 129-139.
- PULIDO F, DÍAZ B, MARTÍNEZ PASTUR G (2000).** Incidencia del ramoneo del guanaco (*Lama guanicoe*) sobre la regeneración de lenga (*Nothofagus pumilio*) en bosques de Tierra del Fuego, Argentina. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 9(2): 381-394.
- QUINBY P (2000).** First-year impacts of shelterwood logging on understory vegetation in an old-growth pine stands in central Ontario, Canadá. *Environment Conservation* 27: 229-241.
- READER RJ, BRICKER BD (1992).** Response of five deciduous forest herbs to partial canopy removal and patch size. *The American Midland Naturalist Journal* 127: 149-157.
- REBERTUS AJ, VEBLEN TT (1993).** Structure and tree-fall gap dynamics of old-growth *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego, Argentina. *Journal of Vegetation Science*. 4:641-654.

- REICH PB, GRIGAL DF, ABER JA, GOWER ST (1997).** Nitrogen mineralization and productivity in 50 hardwood and conifer stands on diverse soils. *Ecology* 78: 335–347.
- RITCHER LL, FRANGI JL (1992).** An ecological basis for *Nothofagus pumilio* Forest management in Tierra del Fuego. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 68: 35-52.
- RITTER E (2005).** Litter decomposition and nitrogen mineralization in newly formed gaps in a Danish beech (*Fagus sylvatica*) forest. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 1237-1247.
- RITTER E, STARR M, VESTERDAL L (2005).** Losses of nitrate from gaps of different sizes in a managed beech (*Fagus sylvatica*) forest. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 308-319.
- RIVAS Y, OYARZÚN C, GODOY R, VALENZUELA E (2009).** Nitrogen and carbon mineralization and enzyme activity in soils of *Nothofagus obliqua* (Mirb) Oerst stands and *Pinus radiata* D. Don plantation in south-central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 82: 119-134.
- RODRIGUEZ D, STAFFIERI G, MARTINEZ PASTUR G, PERI P (1999).** Impacto del manejo forestal en *Nothofagus pumilio*: *Lama guanicoe*. XIX Reunión Argentina de Ecología. Resúmenes: 212.
- ROMANO S, JARAS FA (2010).** Cuantificación de la producción de pallets de madera de lenga en Tierra del Fuego. *Jornadas Forestales de Patagonia Sur, Ushuaia, Noviembre*, 31 pp.
- ROMANYÀ J, FONS J, SAURAS-YERA T, GUTIÉRREZ E, VALLEJO VR (2005).** Soil–plant relationships and tree distribution in old growth *Nothofagus betuloides* and *Nothofagus pumilio* forests of Tierra del Fuego. *Geoderma* 124:169-180.
- ROMERO E (1988).** Momentos importantes en la evolución de *Nothofagus* sp Monografías de la Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Buenos Aires, No. 4 (Simposio sobre *Nothofagus*): 15-23.
- ROSENFEL JM, NAVARRO CERRILLO RM, GUZMAN ALVAREZ JR (2006).** Regeneration of *Nothofagus pumilio* (Poepp. et endl.) Krasser forests after five years of seed tree cutting. *Journal of Environment Management* 78: 44–51.
- RUSCH VE (1987).** .Estudio sobre la regeneración de la Lenga (*Nothofagus pumilio*) en la cuenca del Río Manso Superior, Pcia. Río Negro. CONICET: Informe final de Beca de Iniciación. Buenos Aires (Argentina). 113 pp.
- RUSCH V (1992).** Principales limitantes para la regeneración de lenga en la zona N-E de su área de distribución. Variables ambientales en claros del bosque, vol 8. CEIFAP, Publicacion Técnica, Argentina, 61–73 pp.
- RUSTAD LE, CRONAN CS (1988).** Element loss and retention during litter decay in a red spruce stand in Maine. *Canadian Journal of Forest Research* 18: 947–953.
- RYAN MG, BINKLEY D, FOWNES JH (1997).** Age-related decline in forest productivity: pattern and process. *Advanced Ecology Research* 27: 213-262.
- SANDS R (1983).** Physical changes to sandy soils planted to radiate pine. Pages 146–152 en R. Ballard and S. P. Gessel, eds, IUFRO Symposium on Forest Site and Continuous Productivity, Seattle, Washington. 22-28 Nov. 1983. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-163. Pacific NW For. and Range Exp. Stn., Portland, OR.
- SATTI P, MAZZARINO MJ, GOBBI M, FUNES F, ROSELLI L, FERNANDEZ H (2003).** Soil N dynamics in relation to leaf-litter quality and soil fertility in north-western Patagonian forests. *Journal of Ecology* 91, 173–181.

- SCHERER-LORENZEN M, BONILLA JL, POTVIN C (2007).** Tree species richness affects litter production and decomposition rates in a tropical biodiversity experiment. *Oikos* 116: 2108–2124.
- SCHILLING EB, LOCKABY BG, RUMMER R (1999).** Belowground nutrient dynamics following three harvest intensities on the Pearl River Floodplain, Mississippi. *Soil Science Society of American Journal* 63: 1856-1868.
- SCHLATTER JE (1994).** Requerimientos de sitio para la lenga, *Nothofagus pumilio*. *Bosque* 15 (2): 3-10.
- SCHMIDT H, URZÚA A (1982).** Transformación y manejo de los bosques de Lenga en Magallanes. Universidad de Chile. *Ciencias Agrícolas* 11. 62 pp.
- SCHMIDT H (1989).** Evaluación de los ensayos de manejo forestal de la lenga, XII Región. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Corp. For. Nac., XII Reg. Chile, 20 pp
- SCHMIDT H, CALDENTEY J, GAERTIG TP (1992).** Informe Lenga 1992: Análisis silvicultural de los ensayos. Universidad de Chile - CONAF. 37 pp
- SCHMIDT H, CALDENTEY J, DONOSO S (1995).** Informe: investigación sobre el manejo de la lenga—XII Región. Universidad de Chile—CONAF. 40 pp.
- SCHULZE ED, MOONEY HA, SALA OD, JOBBAGY E, BUCHMANN N, BAUER G, CANADELL J, JACKSON RB, LORETI J, OESTERHELD M, EHLERINGER JR (1996).** Rooting depth, water availability and vegetation cover along an aridity gradient in Patagonia. *Oecologia* 108: 503-511.
- SCHUTZ CJ (1990).** Site relationships for *Pinus patula* in the Eastern Transvaal Escarpment Area. Ph.D. Thesis, University of Natal, Pietermaritzburg.
- SCHWERDTFEGER W (editor) (1976).** Climates of Central and South America. World survey of climatology 12. Elsevier Science Publishing Co., Inc., New York. 544 pp.
- SEASTEDT TR, CROSSLEY DA (1981).** Microarthropod response following cable logging and clear cutting in the southern Appalachians. *Ecology* 62: 126-135.
- SKRT M V, STAFFIERI G, FERRERE P, MARTINEZ PASTUR G, PERI PL (1997).** Incidencia de la cobertura, el aprovechamiento y el ramoneo de *Lama guanicoe* sobre la regeneración de un bosque de *Nothofagus pumilio*. 12p. En: II Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano, Posadas, Misiones 13-15 de agosto de 1997. Comisión Bosque Nativo y Protección ambiental. Asociación Forestal Argentina.
- SPAGARINO C, MARTÍNEZ PASTUR G, PERI PL (2001).** Changes in *Nothofagus pumilio* forest biodiversity during the forest management cycle: Insects. *Biodiversity and Conservation* 10(12): 2077-2092.
- STAELENS J, AMELOOT N, ALMONACID L, PADILLA E, BOECKX P, HUYGENS D, VERHEYEN K, OYARZÚN C, GODOY R (2011).** Litterfall, litter decomposition and nitrogen mineralization in old-growth evergreen and secondary deciduous *Nothofagus* forest in south-central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 125-141.
- STEBING L, GODOY R, ALBERDI M (2001).** Métodos de Ecología Vegetal. Santiago: Editorial Universitaria. 261 pp.
- STOTTLEMYER R, TRAVIS B TOCZYDLOWSKI D (1995).** Nitrogen mineralization in boreal forest stands of Isle Royale, northern Michigan. *Water, Air & Soil Pollution* 82: 191–202.
- SUNDMAN V, HUHTA V, NIEMELA S (1978).** Biological changes in northern Spruce forest soil after clear-cutting. *Soil Biology and Biochemistry* 10: 393-397.

- SVEINBJORNSSON B, DAVIES J, ABADIE W, BUTLER A (1995).** Soil carbon and nitrogen mineralization at different elevations in the Chugach Mountains of South-Central Alaska, USA. *Arctic & Alpine Research* 27:29–37.
- SWIFT MJ, HEAL OW, ANDERSON JM (1979).** *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. California, USA. University of California Press. 372 pp.
- SWIFT MJ, ANDERSON JM (1989).** Decomposition. In *Tropical Rain Forest Ecosystems* (H. Lieth and M. J. A. Werger. Eds). *Ecosystems of the World-14B*. Elsevier, The Netherlands 547-569 pp.
- TAYLOR BR, PARKINSON D, PARSONS WFJ (1989).** Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology* 70:97–104.
- TAYLOR LA, ARTHUR MA, YANAI RD (1999).** Forest floor microbial biomass across a northern hardwood successional sequence. *Soil Biology and Biochemistry* 31:431-439
- TORTORELLI LA (2009).** *Maderas y bosques argentinos*. Tomo I. 2^{da} Edición. Buenos Aires: Orientación Gráfica Editora. v. 1, 576 pp.
- TUHKANEN S, IKUOKKA I, HYVONEN N, STENROONS S, NIEMELA J (1989-1990).** Tierra del Fuego as a target for biogeographical research in the past and present. *Anales del Instituto de la Patagonia* 19(2):107pp.
- VAN SOEST PJ (1963).** Use of detergents in analysis of fibrous feeds II: a rapid method for the determination of fiber and lignin. *Annals of Chemistry* 46: 829–835.
- VAN VUUREN MMI, BERENDSE F, DE VISSER W (1993).** Species and site differences in the decomposition of litters and roots from wet heathlands. *Canadian Journal of Botany* 71(1): 167-173.
- VATASAN G (1983).** Notes on the regeneration of beech after logging on Mt Giluwe. *Klinkii* 2(3): 65-68.
- VITOUSEK PM, MATSON PA (1985).** Disturbance, nitrogen availability, and nitrogen losses in an intensively managed loblolly pine plantation. *Ecology* 66: 1360–1376.
- VITOUSEK PM, HOWARTH RW (1991).** Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry* 13: 87–115.
- VITOUSEK PM, TURNER DR, PARTON WJ, SANFORD RL (1994).** Litter decomposition on the Mauna-Loa environmental matrix, Hawaii - patterns, mechanisms, and models. *Ecology* 72: 418-429.
- VIVANCO L & AUSTIN AT (2008).** Tree species identity alters forest litter decomposition through long-term plant and soil interactions in Patagonia, Argentina. *Journal of Ecology* 96: 727–736.
- VLUG H, BORDEN JH (1973).** Soil Acari and Collembola populations affected by logging and slash burning in a coastal British Columbia Coniferous Forest. *Environmental Entomology* (2) 6: 1016-1023.
- VOICU MF, COMEAU PG (2006).** Microclimatic and spruce growth gradients adjacent to young aspen stands. *Forest Ecology and Management* 221: 13-26.
- VUKASOVIC R, MARTÍNEZ PASTUR G, CELLINI JM (2004).** Plan de Manejo Forestal “Los Cerros”. Technical report Consultora Servicios Forestales. 125pp.
- WARDLE JA (1984).** *The New Zealand beeches*. Ecology, utilization and management. New Zealand Forest Service, Christchurch. 447 pp.

- WARDLE DA (1992).** Microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. *Biological Review*. 67 pp.
- WARDLE DA, LAVELLE P (1997).** Linkages between soil biota, plant litter quality and decomposition. En: Cadish G, Giller KE (eds) *Driven by nature: plant litter quality and decomposition*. CAB International, Wallingford. 107-124 pp
- WEETMAN GF (1965).** The decomposition of confined black spruce needles on the forest floor. *Pulp & Paper Research Institute of Canada, Woodlands Research No165*.
- WORRELL R, HAMPSON A (1997).** The influence of some forest operations on the sustainable management of forest soils- a review. *Forestry* 70 (1): 61-85.
- YIN X, PERRY JA, DIXON RK (1989).** Influence of canopy removal on oak forest floor decomposition. *Canadian Journal of Forest Research* 19: 204-214.
- YOSHIDA T, IGA Y, OZAWA M, NOGUCHI M, SHIBATA H (2005).** Factors influencing early vegetation establishment following soil scarification in a mixed forest in northern Japan. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 175–188.

Publicaciones surgidas de esta tesis

- Mansilla, R.; Moretto, A.; Pancotto, V.; Lencinas, V.; Escobar, J.; Vrasolvic, J. & Oro, N. Producción de hojarasca en los bosques intervenidos de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego. ¿Es posible su recuperación? Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica ISSN 0373-580X 44: 92-93.
- Oro Castro, N.; Soler Esteban, R.; Mansilla, P.R.; Martínez Pastur, G.; Moretto, A. ¿Afectan los métodos silvícolas a la producción de semillas en bosques de *Nothofagus pumilio*? Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica ISSN 0373-580X 44: 34.
- Moretto, Alicia; Pancotto, Verónica; Mansilla, Romina; Oro, Natalia. “Circulación de nutrientes en el Bosque- Relaciones entre árboles, suelo y hojarasca-” Revista La Lupa Colección Fuegoína de Divulgación Científica ISSN 1853-6743 Año 1-Nº2, pp 26-32. Noviembre 2011.
- Mansilla PR, Moretto A, Pancotto V, Vrsalovic J, Escobar J, Lencinas MV. Dynamics of litter production in lenga forest of Tierra del Fuego managed by shelter-wood cut (en redacción, para enviar en Mayo 2013 a Forest Ecology and Management).

Trabajos en congresos y reuniones científicas

- Mansilla R.; Moretto, A.; Pancotto, V.; Lencinas, V.; Escobar, J.; Vrasolvic, J. & Oro, N. “Producción de hojarasca en los bosques intervenidos de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego. ¿Es posible su recuperación?” Expuesto y publicado en el Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, XXXII Jornadas Argentinas de Botánica. 5-8 de Octubre 2009. Huerta Grande, Córdoba. Resumen pp 92.
- Oro Castro, N.; Soler Esteban, R.; Mansilla, P.R.; Martínez Pastur, G.; Moretto, A. “¿Afectan los métodos silvícolas a la producción de semillas en bosques de *Nothofagus pumilio*?” Expuesto y publicado el Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, XXXII Jornadas Argentinas de Botánica. 5-8 de Octubre 2009, Huerta Grande, Córdoba. Resumen pp 34.

- Mansilla, R.; Pancotto, V.; Moretto, A.; Vrsalovic, J.; Escobar, J.; Lencinas, M.V. “The effects of forest harvesting in the first stages of lenga leaf litter decomposition in Tierra del Fuego, Argentina”. Expuesto y publicado en el VI Southern Connection Congress. 15-19 de Febrero 2010. San Carlos de Bariloche, Rio Negro. Resumen pp 115.
- Pancotto, V.; Moretto, A.; Cabello, M.; Eliades, L.; Mansilla, R.; Vrsalovic, J.; Escobar, J.; Lencinas, MV. “Effects of forest harvesting in fungal colonization of lenga leaf litter decomposition in Tierra del Fuego, Argentina”. Expuesto y publicado en la IUFRO Landscape Ecology International Conference. 21-27 de Septiembre 2010. Portugal.
- Moretto, A.; Pancotto, V.; Mansilla, R.; Lencinas, MV.; Escobar, J.; Vrsalovic, J.; Sottini, R. “Cambios microclimáticos a largo plazo en bosques de *Nothofagus pumilio* (lenga) aprovechados con corta de protección”. XIII Reunión Argentina y VI Latinoamericana de Agrometeorología, 20-22 de Octubre 2010. Bahía Blanca, Buenos Aires.
- Mansilla, P.R.; Moretto, A.; Pancotto, V.; Vrsalovic, J.; Escobar, J.; Lencinas, M.V. “Producción de semillas de *Nothofagus pumilio* en bosques aprovechados por corta de protección en Tierra del Fuego”. Expuesto y publicado en las Jornadas Forestales de Patagonia Sur, 11-12 de Noviembre de 2010. Ushuaia, Tierra del Fuego.
- Pancotto, V.; Moretto, A.; Cabello, M.; Eliades, L.; Mansilla, P. R.; Vrsalovic, J.; Escobar, J.; Lencinas, M.V. “Alteración de la diversidad fúngica en bosques de lenga aprovechados por corta de protección”. Expuesto y publicado en las Jornadas Forestales de Patagonia Sur, 11-12 de Noviembre de 2010. Ushuaia, Tierra del Fuego.
- Moretto, A., R. Mansilla, J.C. Novóa Muñoz, X. Pontevedra-Pombal, S. Peña-Rodríguez, V. Pancotto, J. Vrsalovic, J. Escobar, M.V. Lencinas. Dinámica de los nutrientes del piso forestal en bosques intervenidos de *Nothofagus pumilio*. Expuesto y publicado en la II Reunión Argentina de geoquímica de la superficie, 23-27 de Abril 2012. Bahía Blanca, Buenos Aires.

- Mansilla R., A. Moretto, V. Pancotto, J. Vrsalovic, J. Escobar, M.V. Lencinas. Dinámica del nitrógeno inorgánico en bosques de *Nothofagus pumilio* (lenga) de Tierra del Fuego afectados por cortas de protección recientes. Expuesto y publicado en la II Reunión Argentina de geoquímica de la superficie, 23-27 de Abril 2012. Bahía Blanca, Buenos Aires.
- Peña-Rodríguez, S; Mansilla, R; Pontevedra-Pombal, X; Moretto, A; Arias-Estévez, M; Escobar, J; García-Rodeja Gayoso, E; Novoa-Muñoz, J.C. Mercurio en suelos forestales de una toposecuencia en Tierra del Fuego (Argentina). Expuesto y publicado en el XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, 16-20 de Abril 2012. Mar del Plata, Buenos Aires.
- Peña-Rodríguez, S; Mansilla, R; Moretto, A; García-Rodeja Gayoso, E; Pancotto, V; Arias-Estévez, M, Vrsalovic, J; Pontevedra-Pombal, X; Novoa-Muñoz, J.C. Evaluación del tiempo transcurrido desde el manejo de bosques de lenga del ecotono de Tierra del Fuego (Argentina) en el contenido y acumulación de Hg en horizontes orgánicos. Expuesto y publicado en V Congreso Ibérico de la Ciencia del Suelo 2012, 06-10 de Septiembre 2012. Açores, Portugal.

Informes Técnicos

- Pancotto, V; Moretto, A, Mansilla PR. Evaluación de la alteración y restauración de los ciclos biogeoquímicos en bosques de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego afectados por prácticas de manejo forestal. Informe de Avance para Empresa Lengua Patagonia. Agosto 2009.11 pp.
- Evaluación de la alteración y restauración de los ciclos biogeoquímicos en bosques de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego afectados por prácticas de manejo forestal. Informe Técnico de Avance 1. Proyecto de Investigación Científica y Tecnológica-PICTO 36861

ANEXO 1 (CAPÍTULO 4: Producción y calidad de hojarasca)

Tabla 1. Concentración de P, K, Ca y N (% \pm error estándar) en hojas senescentes de lenga en bosques con distintos tipos de intervención (CP: corta de protección, BP: bosque primario) y distinta edad desde la intervención (1, 5-10 y 50 años).

Tipo de intervención	Edad desde la intervención	P (%)		K (%)		Ca (%)		N (%)	
		2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010
CP	1 año	0,28 \pm 0,01	0,23 \pm 0,01	0,42 \pm 0,01	0,70 \pm 0,03	1,04 \pm 0,06	1,10 \pm 0,04	0,39 \pm 0,01	0,35 \pm 0,01
	5-10 años	0,15 \pm 0,02	0,17 \pm 0,01	0,35 \pm 0,01	0,47 \pm 0,03	1,09 \pm 0,05	1,27 \pm 0,03	0,31 \pm 0,01	0,31 \pm 0,01
	50 años	0,23 \pm 0,02	0,30 \pm 0,02	0,34 \pm 0,01	0,67 \pm 0,03	1,27 \pm 0,04	1,55 \pm 0,04	0,37 \pm 0,01	0,36 \pm 0,01
BP	1 año	0,28 \pm 0,01	0,28 \pm 0,01	0,37 \pm 0,01	0,63 \pm 0,02	1,35 \pm 0,08	1,45 \pm 0,03	0,40 \pm 0,02	0,37 \pm 0,01
	5-10 años	0,12 \pm 0,01	0,12 \pm 0,01	0,38 \pm 0,02	0,56 \pm 0,02	1,30 \pm 0,06	1,37 \pm 0,03	0,36 \pm 0,01	0,31 \pm 0,01
	50 años	0,27 \pm 0,01	0,29 \pm 0,01	0,36 \pm 0,02	0,74 \pm 0,03	1,33 \pm 0,4	1,59 \pm 0,05	0,37 \pm 0,01	0,38 \pm 0,01

Tabla 2. Productividad total de hojarasca en los años 2009, 2010 y 2011. Resultados del ANVA de dos vías.

Año de muestreo	Tipo de intervención (T)		Edad desde la intervención (E)		T x E	
	F	P	F	P	F	P
2009	201,04	<0,0001	71,64	<0,0001	53,45	<0,0001
2010	225,64	<0,0001	87,7	<0,0001	45,57	<0,0001
2011	97,95	<0,0001	59,72	<0,0001	23,31	<0,0001

Tabla 3. Productividad total de hojarasca en 2009, 2010 y 2011. Valores de F resultantes del ANVA de una vía correspondientes a los casos en que la interacción entre los dos tratamientos (Tipo de intervención y Edad desde la intervención) resultó significativa. Los valores entre paréntesis indican la significancia estadística (NS)= no significativo a un valor de $P > 0,05$, (*)= $P < 0,05$ y (**)= $P < 0,01$.

Año de muestreo	Tipo de intervención (T)		Edad desde la intervención (E)		
	CP	BP	1	5-10	50
2009	141,32 (**)	0,74 (NS)	136,63 (**)	174,83 (**)	0,08 (NS)
2010	131,61 (**)	4,76 (*)	119,5 (**)	148,94 (**)	1,64 (NS)
2011	115,87 (**)	4,67 (*)	24,85 (**)	99,82 (**)	0,65 (NS)

CP: corta de protección

BP: bosque primario

ANEXO 2 (Capítulo 5: Descomposición de la materia orgánica y liberación foliar de nutrientes)

Tabla 1. Constante de descomposición. Resultados del ANVA de dos vías para la constante de descomposición (k) parcial calculada a los 3, 9 y 15 meses desde el inicio de la descomposición.

Constante de descomposición (k)	Tipo de intervención (T)		Edad desde la intervención (E)		Interacción TxE	
	F	P	F	P	F	P
3 meses	10,19	0,0001	3,92	0,0224	1,48	0,2126
9 meses	0,69	0,5022	5,81	0,0038	2,05	0,0908
15 meses	5,33	0,006	2,12	0,1245	1,13	0,3439

Tabla 2. Concentración de nutrientes. Resultados del ANVA de dos vías para la concentración de P, K, Ca, N y la relación C/N a los 3, 9 y 15 meses desde el comienzo de la descomposición

Concentración de nutrientes (%)	Tiempo de descomposición (meses)	Tipo de intervención (T)		Edad desde la intervención (E)		Interacción TxE	
		F	P	F	P	F	P
P	3 meses	0,3	0,743	5,95	0,0034	1	0,4119
	9 meses	-	-	-	-	-	-
	15 meses	1,65	0,197	4,41	0,0142	1,74	0,1465
K	3 meses	1,74	0,1798	5,17	0,007	1,5	0,2049
	9 meses	-	-	-	-	-	-
	15 meses	3,75	0,0264	1,23	0,2952	0,78	0,539
Ca	3 meses	0,004	0,996	0,24	0,7889	0,51	0,7302
	9 meses	-	-	-	-	-	-
	15 meses	0,88	0,4189	0,41	0,6676	4,78	0,0013
N	3 meses	6,31	0,0025	1,63	0,2002	0,56	0,6943
	9 meses	2,96	0,0556	8	0,0005	2,1	0,0842
	15 meses	3,62	0,0297	0,92	0,4005	0,87	0,4871
Relación C/N	3 meses	9,09	0,0002	0,74	0,4776	0,67	0,6158
	9 meses	3,01	0,0531	12,5	<0,0001	2,59	0,0399
	15 meses	4,49	0,0132	2,43	0,0923	1,11	0,3533

Tabla 3. Nutrientes remanentes. Resultados del ANVA de dos vías para el porcentaje de P, K, Ca y N remanente en la hojarasca a los 3, 9 y 15 meses desde el comienzo de la descomposición

Nutrientes remanentes (%)	Tiempo de descomposición (meses)	Tipo de intervención (T)		Edad desde la intervención (E)		Interacción TxE	
		F	P	F	P	F	P
P	3 meses	0,81	0,4459	5,82	0,0038	0,74	0,5654
	9 meses	-	-	-	-	-	-
	15 meses	0,45	0,6394	1,88	0,157	2,84	0,0274
K	3 meses	2,31	0,1036	4,64	0,0114	1,49	0,2102
	9 meses	-	-	-	-	-	-
	15 meses	3,17	0,0457	0,7	0,4985	1,04	0,3913
Ca	3 meses	0,21	0,8119	0,15	0,8573	0,36	0,8389
	9 meses	-	-	-	-	-	-
	15 meses	0,69	0,5056	0,17	0,8441	6,26	0,0001
N	3 meses	3,39	0,0367	3,32	0,0395	0,62	0,6521
	9 meses	2,43	0,0926	3,41	0,0363	2	0,098
	15 meses	0,39	0,6791	0,37	0,689	1,34	0,2605

Tabla 4. Coeficientes de correlación de Pearson entre variables microclimáticas correspondientes al mes de noviembre 2009 y la tasa de descomposición calculada a los 9 meses. Los valores entre paréntesis indican la significancia estadística (NS)= no significativo a un valor de $P > 0,05$.

	Materia orgánica remanente (%)
Precipitación (mm)	-0,28 (NS)
Temperatura del suelo (°C)	0,36 (NS)
Temperatura del aire (°C)	0,53 (NS)
Humedad del suelo (cbars)	0,51 (NS)

ANEXO 3 (Capítulo 6: Disponibilidad, mineralización e inmovilización del nitrógeno del suelo)

Tabla 1. Valores de F resultantes del ANVA de una vía correspondientes a los casos en que la interacción entre los dos tratamientos (Tipo de intervención y Edad desde la intervención) resultó significativa para las variables N disponible, tasa de mineralización, mineralización neta potencial de N y N retenido en la biomasa microbiana. Los valores entre paréntesis indican la significancia estadística (NS)= no significativo a un valor de $P > 0,05$, (*)= $P < 0,05$ y (**)= $P < 0,01$.

Variable	Estación	Tipo de intervención			Edad desde la intervención (años)		
		Ca	CP	BP	1	5-10	50
N disponible	Primavera 2009	3,11 (NS)	2,82 (NS)	2,75 (NS)	5,34 (**)	10,93 (**)	0,90 (NS)
Tasa de mineralización de N	Verano 2009	10,96 (**)	33,60 (**)	5,13 (**)	20,48 (**)	8,0 (**)	0,40 (NS)
Tasa de mineralización de N	Otoño 2009	8,90 (**)	7,09 (**)	1,21 (NS)	4,90 (*)	0,35 (NS)	0,97 (NS)
Mineralización potencial de N	Otoño 2010	3,33 (NS)	2,87 (NS)	4,72 (*)	6,54 (**)	2,47 (NS)	3,80 (*)
N retenido en la biomasa microbiana	Primavera 2009	4,08 (*)	0,40 (NS)	6,59 (**)	12,03 (**)	17,8 (**)	3,75 (*)

Ca: canchón

CP: corta de protección

BP: bosque primario sin intervención