



**Universidad Nacional del Comahue
Centro Regional Universitario Bariloche**



**Efecto del Compost de Biosólidos sobre la
recuperación de un bosque quemado de
Nothofagus pumilio (Lenga).**

Santiago A. Varela

**Tesis para optar al grado de
LICENCIADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**Directora: Dra. Miriam E. Gobbi
Co directora: Dra. Francisca Laos
Febrero de 2005**

“ El determinismo de las leyes naturales no excluye lo fortuito, lo imprevisible y la fantasía ”

Ivar Ekeland, matemático.

Tabla de contenidos.

Resumen	iv
Abstract	v
Capítulo uno	
Introducción	1
1.1 Disturbios.	2
1.2 Bancos de semillas en la regeneración postdisturbio.	4
1.3 Compost de biosólidos.	5
1.4 Objetivos e Hipótesis.	7
Capítulo dos	
Área de estudio. Características de <i>Nothofagus pumilio</i> (Poepp. et Endl.) Krasser. Antecedentes.	9
2.1 Los Bosques Andino Patagónicos.	10
2.2 La Lengua, <i>Nothofagus pumilio</i>	12
2.3 Área puntual de estudio.	16
Capítulo tres	
Efectos de la aplicación de Compost de biosólidos sobre el suelo de un bosque de lenga quemado.	20
3.1 Efectos del fuego sobre el suelo.	21
3.2 Materiales y métodos.	22
3.3 Resultados.	26
3.4 Discusión.	31
Capítulo cuatro	
Efectos de la aplicación de Compost de biosólidos sobre la regeneración vegetal.	36
4.1 Banco de semillas y regeneración a campo.	37
4.2 Materiales y métodos.	40
4.3 Resultados.	43
4.4 Discusión.	53
Conclusiones.	56
Bibliografía.	59
Anexos Capítulo 3.	71
Anexos Capítulo 4.	74
Agradecimientos.	76

Resumen.

En la región Andino Patagónica, los incendios constituyen el disturbio más importante en los bosques nativos, conduciendo a severas pérdidas de materia orgánica y nutrientes, esenciales para el desarrollo y mantenimiento de sus comunidades. Los bosques de *Nothofagus pumilio* (lenga) del noroeste de la Patagonia, afectados por este tipo de disturbio, se caracterizan por una baja regeneración post-fuego. Las prácticas de manejo que impliquen una recuperación del contenido de materia orgánica, con el consecuente aumento en la disponibilidad de nutrientes, capacidad de almacenamiento de agua, expresión del banco de semillas y supervivencia de plántulas, constituirían una herramienta importante a ser utilizada para la restauración de estos eco-sistemas.

El objetivo general de este trabajo fue estudiar el efecto de la aplicación de compost de biosólidos en la recuperación del suelo en un bosque quemado de *N. pumilio*, propiciando la formación de “islas de fertilidad” que favorezcan la expresión del banco de semillas y la regeneración de la vegetación. Se estudiaron, en micrositios con y sin acumulación de mantillo: (i) las características del suelo y el efecto de la aplicación de compost, utilizando indicadores físicos, químicos, físico-químicos y biológicos, (ii) la composición y tamaño del banco de semillas con y sin agregado de compost y en compost de biosólidos solo, y (iii) la composición y cobertura de la vegetación a campo, con y sin agregado de compost.

El estudio se realizó en un bosque de *N. pumilio* quemado en 1996, ubicado en el Valle del Challhuaco (Reserva del Parque Nacional Nahuel Huapi).

No se registraron signos claros de recuperación del suelo (bajas concentraciones de C, N, K y P y reducción del N retenido en biomasa microbiana), confirmando la alta intensidad del fuego y evidenciando una baja resiliencia con posterioridad al disturbio.

A nivel de micrositio, el mantillo mejoró las condiciones de fertilidad del suelo, aumentando significativamente la concentración de P disponible y mostrando una tendencia al incremento de las demás variables estudiadas. Constituyó un importante reservorio del banco de semillas permanente, pero no propició una mayor diversidad de especies ni favoreció la regeneración a campo.

Las especies exóticas dominan la cobertura vegetal y, con mecanismos más efectivos que las nativas para colonizar y permanecer en ambientes altamente disturbados, podrían representar el único recurso para evitar un mayor deterioro del sistema.

La aplicación de compost de biosólidos si bien mejora las condiciones físicas, fisicoquímicas, químicas y biológicas del suelo no propicia la recuperación de la vegetación.

La baja regeneración encontrada dependería más de la alta intensidad del incendio que limitó la capacidad de rebrote de las especies nativas y de la pobreza del banco de semillas que de las condiciones de fertilidad de los suelos. Estos resultados confirman la necesidad de implementar estrategias de restauración que faciliten la revegetación de bosques quemados de *N. pumilio*.

Abstract.

In the Andean-Patagonian Region, fires constitute the most important disturbance in native forests. They lead to severe losses of soil organic matter and nutrients, which are essential for the development and preservation of forest communities. Fire-disturbed *Nothofagus pumilio* forests of NW Patagonia are characterized by low post-fire regeneration. Management practices aiming to recover soil organic matter may concentration increase nutrient availability, water storage capacity, seed bank expression and seedling survival. Therefore, they may be an important tool to be used in recovering these ecosystems.

The objective of this work was to study the use of biosolids compost application to recover a burned soil of a *N. pumilio* forest, by promoting the establishment of "fertility islands" which facilitate both the seed bank expression and the vegetation regeneration. The studies were performed in microsites with or without litter accumulation. The aspects considered were: (i) soil properties and the effect of biosolids compost application, using physical, chemical, physical-chemical and biochemical indexes (ii) size and composition of the seed bank in biosolids compost and in soils with and without biosolids compost application, and (iii) composition and cover of the vegetation, with and without compost additions.

The study was carried out in a *N. pumilio* forest which burned in 1996, located at Challhuaco valley (Reserve of Nahuel Huapi National Park).

Fertility indicators showed poor soil recovery (low concentrations of C, N, K and P, reduction of N retained in microbial biomass), confirming the high fire intensity and indicating low post-disturbance resilience.

At the microsite level, litter improved soil fertility. Available-P was significantly increased, and the same tendency was observed for the remaining variables. Litter also constituted an important reservoir of the permanent seed bank, but under field conditions, it favoured neither the diversity of plants nor regeneration.

Vegetation cover was dominated by exotic species, which, compared to native species, have more effective mechanisms to colonize and remain in highly disturbed ambients. Consequently, colonization by exotic species may be the only solution to avoid further deterioration.

Biosolids compost application improved the physical, physico-chemical, chemical and biological soil conditions, but did not contribute to vegetation recovery.

The low post-fire regeneration observed is apparently due to a relatively poor seed bank, and to the high fire intensity, which affected the sprouting capacity of native species. Soil fertility seemed to have a lesser importance. These results confirm the need to apply restoration strategies that promote the revegetation in burned *N. pumilio* forests.

Capítulo uno

Introducción.

1.1 Disturbios.

1.2 Bancos de semillas en la regeneración post disturbio.

1.3 Compost de biosólidos.

1.4 Objetivos e Hipótesis.

1.1 Disturbios.

Los ecosistemas pueden ser afectados por disturbios de distinto tipo y origen, que condicionan la cantidad de recursos y la composición, estructura y dinámica de las poblaciones. Un disturbio puede definirse como un evento relativamente discreto en el tiempo que genera la remoción total o parcial de biomasa, modificando la estructura de poblaciones, comunidades y/o ecosistemas. Esto genera cambios en las características ambientales y modifica la disponibilidad de recursos, altera las condiciones de equilibrio y crea, directa o indirectamente, oportunidades para el establecimiento de nuevos individuos en el área disturbada (Grime, 1979; Sousa, 1984; White & Pickett, 1985).

Los disturbios pueden ser clasificados (White & Pickett, 1985; Rogers, 1996; Vega & Peters, 2004) considerando las siguientes características:

origen: endógenos (generados por un agente propio del sistema) o exógenos (por uno fuera del mismo),

naturaleza del disturbio: bióticos o abióticos,

disposición espacial: relaciones con gradientes geográficos, topográficos ambientales y comunitarios,

intensidad: fuerza física del evento por área y por unidad de tiempo,

severidad: efecto sobre los elementos biológicos del sistema,

frecuencia: probabilidad de ocurrencia del disturbio en un futuro potencial,

extensión: área perturbada,

período de rotación: tiempo promedio necesario para que ocurra un disturbio en un área equivalente a la disturbada y

sinergia: interacción entre agentes causales, actuando uno como disparador del siguiente.

La combinación entre intensidad y frecuencia de disturbios permite establecer dos niveles de deterioro: 1) las *perturbaciones*: alteraciones específicas, reducidas y claramente definidas, y 2) las *catástrofes*: eventos de alta intensidad y de baja frecuencia (White & Pickett, 1985).

Los efectos de un disturbio dependerán de la relación entre el tipo y las características del mismo, estación del año en la que se produce y la historia del sitio (Sousa, 1984). Los mecanismos de regeneración postdisturbio pueden, a su vez, generar una modificación parcial o total del ambiente y del patrón de disturbios (Rogers, 1996).

Los incendios representan uno de los disturbios más ampliamente estudiados debido a su alta ocurrencia e impacto sobre las comunidades, generando la remoción total o parcial de biomasa. Sus efectos están principalmente asociados a complejas relaciones entre los siguientes factores: 1) frecuencia y estacionalidad de las fuentes de ignición, 2) tipo de material combustible (potencialmente inflamable, vivo o muerto), 3) tasa de acumulación del material combustible, 4) características químicas y estructurales del material combustible, 5) mosaico natural del paisaje y 6) condiciones del clima local en la estación de incendios (Sousa, 1984).

La acumulación de una gran cantidad de biomasa hace que los incendios representen un disturbio particularmente destructivo en los bosques secos o con una marcada estación seca, principalmente si ésta ocurre en el verano.

El fuego afecta las propiedades de los suelos y produce una marcada disminución del contenido de materia orgánica y, consecuentemente, de la capacidad de almacenamiento e infiltración de agua; la disponibilidad de agua para las plantas se ve aún más limitada debido a incrementos en la evapotranspiración, la amplitud térmica y el escurrimiento superficial. La incorporación al suelo de cationes básicos provenientes de las cenizas produce el aumento del pH, que puede favorecer la actividad microbiana y las tasas de mineralización, incrementando la disponibilidad inicial de nutrientes muchos de los cuales se pierden por lixiviación debido a la menor cantidad de vegetación en pie (Kozlowski & Ahlgren, 1974; Pritchett, 1986; Bond, 2001).

La velocidad de recuperación de un área incendiada dependerá del patrón de disturbios del sistema afectado, de las características del incendio y de las condiciones ambientales e intervenciones antrópicas luego del evento. Si bien los incendios pueden afectar a todos los componentes del sistema, es particularmente importante el estudio de aquellos que condicionan la restauración de las comunidades vegetales preexistentes: distancia a las fuentes de semillas, propiedades de los micrositos para la acumulación y germinación de propágulos, disponibilidad de nutrientes, materia orgánica y humedad del suelo, capacidad de rebrote de las especies preexistentes y potencialidad de los bancos de semillas, entre otros (Karszen & Hilhorst, 1992; Thompson, 1992).

1.2 Bancos de semillas en la regeneración post disturbio.

El banco de semillas puede definirse como el “conjunto de todas las semillas viables, pero no germinadas, ubicadas sobre y dentro del suelo” (Simpson *et al.*, 1989) constituyendo un componente en la historia de vida de las plantas contra condiciones ambientales impredecibles. La composición (número de especies) y tamaño (cantidad de semillas viables) de un banco de semillas, puede variar con el micrositio, la estación del año, el tipo de comunidad vegetal, la historia del sitio y el estadio sucesional en el cual se encuentre dicha comunidad.

La importancia de los bancos de semillas como reemplazo potencial de las plantas adultas, particularmente en comunidades fuertemente disturbadas, ha sido señalada en numerosos estudios (Grime, 1979; Archibold, 1989; Baker, 1989; Amezaga & Onaindia, 1997; Hyatt, 1999; Baider *et al.*, 2001; Jalili *et al.*, 2002; Alexander & D’Antonio, 2003). Fuegos de alta intensidad y severidad comprometen tanto la acumulación de semillas como la capacidad de rebrote. Sumado a esto, si la extensión del incendio es grande, puede comprometer el aporte de semillas desde comunidades sin disturbar. El banco de semillas remanente es, por lo tanto, un importante mecanismo de recuperación de especies no rebrotantes y, en el caso de las especies anuales, la única posible (Leigh *et al.*, 1987; van der Valk & Pederson 1989; Warr *et al.*, 1993; Preston & Baldwin, 1999). La capacidad de ciertas especies de plantas de generar un reservorio de semillas en el suelo por períodos extensos de tiempo es, probablemente, un mecanismo sujeto a la frecuencia con la que se producen disturbios en una comunidad (Roberts, 1981; Leck *et al.*, 1989; Chang *et al.*, 2001).

A nivel de micrositio, la composición y tamaño del banco son determinados por las especies asociadas, acción de depredadores, aireación, humedad, temperatura, disponibilidad de nutrientes y profundidad del mantillo y del suelo (Leck *et al.*, 1989). En bosques quemados la acumulación de mantillo suele ser particularmente heterogénea debido a la combinación de un mayor efecto del viento y las lluvias y una menor cantidad de vegetación actuando como barreras físicas de contención en comparación a las condiciones preincendio. De esta manera, las zonas de acumulación de mantillo asociadas generalmente a troncos (caídos o en pie) pueden presentar condiciones bióticas y abióticas muy diferentes a las ubicadas entre troncos.

La composición de un banco de semillas no puede ser apreciada en base a la vegetación pre-disturbio ya que puede haber tanto especies del banco que no se expresen en la comunidad vegetal, pudiendo tener una fuerte influencia en la vegetación futura, como especies

sumamente susceptibles al fuego. La alta similitud entre la composición de especies de la vegetación y los bancos de semillas puede solo predecirse cuando el reclutamiento está estrechamente acoplado a los disturbios (Pickett & MacDonell, 1989; Pierce & Couling, 1991). Estadios de regeneración temprana registran mayores diferencias entre la composición del banco de semillas y la vegetación propia del sitio (Pierce & Cowling, 1991; Chambers, 1993; Chang *et al.*, 2001) y un mayor tamaño del banco que disminuye a largo plazo (Hayashi & Numata, 1975; Kellman, 1974; Roberts, 1981; Schneider & Sharitz, 1986).

La restauración de la vegetación natural de un determinado sitio, depende de la supervivencia de propágulos y de las condiciones favorables asociadas a la germinación, rebrote y supervivencia. Los bancos de semillas adquieren particular importancia en la recuperación de zonas sometidas a disturbios sucesivos.

El manejo del banco de semillas puede ser utilizado para dirigir la composición y estructura de la vegetación existente, y para restablecer o reponer una determinada vegetación nativa (Keddy *et al.*, 1989). En este sentido, la generación de “islas de fertilidad”, mediante el agregado de compost de biosólidos, implicaría el aumento del contenido de materia orgánica del suelo, con el consecuente incremento en la capacidad de almacenamiento de agua y disponibilidad de nutrientes, que beneficiarían la germinación y sobrevivencia de plántulas, contribuyendo así a una mayor regeneración postdisturbio. Por otro lado, el agregado de compost puede incluir semillas ajenas al sistema a recuperar.

1.2 Compost de biosólidos.

El compost es el producto obtenido mediante un proceso biooxidativo controlado que incluye: un sustrato orgánico heterogéneo, una etapa termofílica y liberación temporaria de fitotoxinas y una etapa de maduración con estabilización de la materia orgánica, eliminación del olor y reducción en el nivel de patógenos (Zucconi & de Bertoldi, 1987). Las principales ventajas de la utilización de los composts respecto de otros residuos orgánicos como estiércoles animales y lodos cloacales, aplicados en forma directa (sin compostar) pueden resumirse en: reducción efectiva de patógenos, eliminación de olores, reducción del riesgo de contaminación de acuíferos por alta estabilización de la materia orgánica y utilización sin restricciones ni monitoreos posteriores (USEPA, 1995).

La actual valoración de los composts está referida fundamentalmente a su capacidad de mejorar la calidad y cantidad de materia orgánica (valor como enmienda) y el contenido de

nutrientes (valor fertilizante) de suelos degradados y/o agotados. En general se considera que la materia orgánica de los suelos es el indicador más relevante de la fertilidad, dado que regula la disponibilidad y almacenamiento de agua y nutrientes y la actividad biológica. Su conservación constituye, por lo tanto, la base de prácticas de manejo sustentable.

Desde 1998 se produce compost de biosólidos en San Carlos de Bariloche (Figura 1.1.), cuyas características en cuanto a contenido y capacidad de liberación de nutrientes han sido estudiados exhaustivamente (Laos, 2001). El alto contenido de materia orgánica de estos composts (aproximadamente 50 %) y la lenta capacidad de liberación de nutrientes garantizarían la formación de islas de fertilidad en áreas incendiadas. En general se considera que el cumplimiento de una etapa termofílica durante el proceso de compostaje asegura la reducción de patógenos y de semillas viables de malezas (USEPA, 1993; Tiquia *et al.* 2002). La inocuidad del compost de biosólidos de San Carlos de Bariloche en cuanto al contenido de patógenos es controlada a través de mediciones diarias de temperatura y determinación de coliformes fecales en el producto final, previo a la venta o embolsado (Mazzarino & Laos, 2000). No existen hasta el momento, mediciones del efecto de la etapa termofílica en la viabilidad de semillas.

Una limitación importante en las plantas de compostaje, incluida la de San Carlos de Bariloche, es que el producto final es acumulado al aire libre, quedando expuesto a la lluvia de semillas de la vegetación colindante. En este sentido, el efecto benéfico de los composts en la recuperación de la fertilidad del suelo y del banco de semillas, podría verse limitado por la introducción de semillas viables de especies exógenas.



Fig. 1.1. Planta de Compostaje de San Carlos de Bariloche (Cerro Carbón).

1.4 Objetivos e Hipótesis.

El **objetivo general** de este trabajo fue estudiar el efecto de la aplicación de compost de biosólidos en la recuperación del suelo en un bosque quemado de lenga (*N. pumilio*), propiciando la formación de “islas de fertilidad” que favorezcan la expresión del banco de semillas y la regeneración de la vegetación.

Los **objetivos específicos** fueron estudiar en microsítios con y sin acumulación de mantillo:

- ❖ las características del suelo y el efecto de la aplicación de compost utilizando indicadores físicos, químicos, físico-químicos y biológicos,
- ❖ la composición y tamaño del banco de semillas, con y sin agregado de compost y en compost de biosólidos solo, bajo condiciones semi-controladas.
- ❖ la composición y cobertura de la vegetación a campo, con y sin agregado de compost.

Hipótesis:

- ❖ Los micrositios con acumulación de materia orgánica tendrán mejores condiciones de fertilidad de suelo y bancos de semillas con mayor riqueza, abundancia y diversidad; por lo tanto la regeneración a campo será mayor.

- ❖ La aplicación de compost contribuye a la recuperación de suelos quemados, incrementando la cantidad de materia orgánica, nutrientes y la retención de humedad, favoreciendo la expresión del banco de semillas y la regeneración a campo, principalmente en los espacios entre troncos.

Capítulo dos

**Área de estudio. Características de *Nothofagus pumilio*
(Poepp. et Endl.) Krasser. Antecedentes.**

2.1 Los Bosques Andino Patagónicos.

2.2 La Lengua, *Nothofagus pumilio*.

2.3 Área puntual de estudio.

2.1 Los Bosques Andino-Patagónicos.

Los Bosques Andino-Patagónicos, también denominados Bosques Subantárticos, se extienden en Argentina y Chile sobre una franja angosta que abarca ambas vertientes de la Cordillera de los Andes, desde los 35° hasta los 55° S, cubriendo una superficie aproximada de 6.446.523 ha (Donoso, 1993; Paruelo *et al.*, 1998).

En Argentina se distribuyen en dos gradientes combinados: i) uno de variación latitudinal de 20° de extensión y ii) otro en sentido Oeste – Este, con un gradiente de precipitaciones de 4.000 a 700 mm año⁻¹, concentradas en otoño e invierno y variaciones altitudinales de 2.200 a 600 m s.n.m.

El clima es templado frío con marcada estacionalidad; los inviernos son fríos y húmedos mientras que los veranos son secos y templados; la temperatura media anual varía de 8° a 11° C, con un agudo gradiente térmico altitudinal (Paruelo, 1998).

En este último gradiente se encuentran formaciones vegetales tan disímiles como la Selva Valdiviana y bosquetes aislados inmersos en la Estepa Patagónica, separados, en algunos casos tan solo por 50 kilómetros, constituyendo uno de los gradientes ambientales más sorprendentes (Veblen *et al.*, 1992).

Estos bosques se desarrollan sobre rocas ígneas, andesíticas y basálticas cuaternarias originadas por la intensa actividad volcánica a la que dicha región ha estado sometida a lo largo de sucesivas eras geológicas. Por este motivo, los suelos se han cubierto de cenizas y materiales ácidos de profundidad variable (Colmet-Dagge *et al.*, 1995; Donoso, 1993). Los suelos de la zona norte presentan, en general, menor grado de desarrollo y lixiviación que los de la zona sur, debido a factores climáticos y, en parte, al más reciente aporte al paisaje de elementos provenientes de la actividad volcánica (Morello, 1985).

El gradiente también de manifiesta en las características de los suelos, pudiéndose encontrar distintos tipos:

(i) en la región occidental los *Andisoles*, formados por tefras, materiales piroclásticos, rocas volcánicas, rocas sedimentarias o mezclas entre tefras y loess (Shoji *et al.*, 1993). Éstos

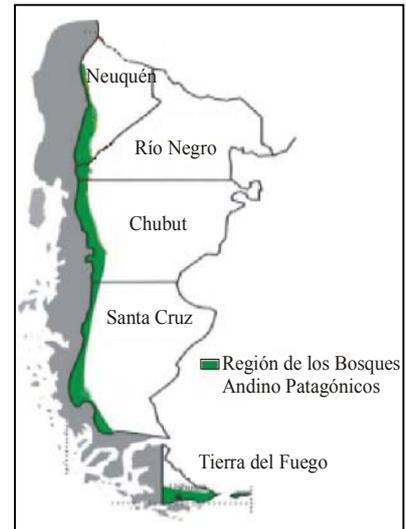


Figura 2.1.: Distribución de los bosques Andino Patagónicos en Argentina.

presentan propiedades ándicas resultantes de la presencia de cantidades significativas de materiales amorfos que consisten en minerales de un orden de rango corto, como la inmogolita, ferrihidrita, complejos de aluminio-humus o cantidades específicas de vidrios volcánicos (Parfitt & Clayden, 1991; Soil Survey Staff, 1999). Poseen un alto contenido y estabilidad de la materia orgánica (debido a fenómenos de adsorción en las superficies activas y por protección física que limita el ataque de enzimas libres y microorganismos) (Martin & Haider, 1986; Oades *et al.*, 1989), alto poder amortiguador, capacidad de retención de P, relaciones C/N, capacidad de drenaje de agua y porosidad (68 a 85%) y baja densidad aparente (0,45 a 0,75) (Shoji *et al.*, 1993; Colmet-Dagge *et al.* 1995; Gobbi, 1999). Los depósitos más recientes en esta región no presentan meteorización y están vinculados a las últimas erupciones de los volcanes de la región,

(ii) en la región oriental dominan los *Aridisoles* con marcadas limitaciones en cuanto al contenido de materia orgánica y N y a la capacidad de almacenamiento de agua y

(iii) en la zona transicional entre la estepa y los bosques, los suelos pueden ser *Molisoles* xéricos, *Alfisoles*, *Entisoles* o *Inceptisoles* (Del Valle, 1998; Mazzarino *et al.*, 1998).

La presencia de grandes áreas protegidas, aproximadamente el 33 % de la superficie total de estos bosques, ha propiciado la conservación de las especies nativas (Laclau, 1997), a pesar de los disturbios antrópicos de la región que en orden decreciente de importancia son: incendios, ganadería, extracciones forestales y reemplazo de las comunidades nativas por plantaciones de exóticas y agricultura (Chevez & Haene, 1994; Veblen *et al.*, 1995; Kitzberger *et al.*, 2000). Particularmente en los bosques Andino Patagónicos, así como en el resto del país, los incendios constituyen el disturbio de mayor magnitud sobre la vegetación (Veblen & Lorenz, 1988; Veblen *et al.*, 1992, 1996) habiéndose registrado 2.260.709 ha incendiadas en total en Argentina para el año 2002 según el Programa de Estadística de Incendios Forestales. Este tipo de disturbios han sido producidos desde la época de las comunidades aborígenes con el objeto de obtener mayores superficies destinadas al pastoreo de ganado, incrementando su magnitud por la colonización del hombre blanco, la formación de ciudades y el creciente número de pobladores (Kitzberger *et al.*, 2000).

La regeneración temprana postincendio en la mayoría de los bosques nativos es muy baja y en algunos casos está dominada por especies oportunistas herbáceas, de rápida colonización y crecimiento (especies pioneras), con alta capacidad de dispersión de semillas. Sumado a esto, se encuentra el hecho de la baja efectividad de los mecanismos de regeneración de las especies nativas del bosque templado frío.

Las especies oportunistas, generalmente exóticas, pueden evitar el detrimento de las características propias de un sitio, minimizando la pérdida de nutrientes, erosión, lixiviación y pérdida de estructura del suelo, pero a largo plazo, pueden reemplazar a las especies nativas, siendo necesario el estudio de cada situación en particular (Egea & Putz, 2004).

2.2 La Lengua, *Nothofagus pumilio*.

La Lengua, *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser, es una especie arbórea nativa de los bosques subantárticos de la Argentina y Chile. En Argentina (Figura 2.2) se extiende desde los 38° 55' S hasta los 55° S (Bava, 1999b) siendo, junto con *N. antarctica* la especie arbórea nativa de mayor distribución geográfica (2.200 kilómetros) (Peri & Martínez Pastur, 1996), y la última masa forestal nativa en clima templado frío del mundo (Bravo *et al.*, 2002). En esta estrecha región de crecimiento, la Lengua marca el límite altitudinal superior de los bosques Andino Patagónicos por encima de los 1.000 m.s.n.m., siendo más alto en el área septentrional, donde alcanza los 2.000 m s.n.m. y descendiendo hacia el Sur hasta llegar al nivel del mar en Tierra del Fuego (Puidefábregas, 1992; Richter & Frangi, 1992), donde los efectos de las erupciones volcánicas, las avalanchas de escoria y nieve, las pendientes inestables y los vientos fuertes han limitado el desarrollo altitudinal de esta especie.

La Lengua puede formar matorrales cerrados de arbustos achaparrados y rastreros en lo alto de las montañas y a bajas latitudes, o bosques con árboles de gran porte en condiciones ambientales favorables como menor altitud y/o menor latitud. Frecuentemente se asocia con *N. antarctica* (Forster) Oerst. (Ñire), con el que constituye la comunidad más extendida del bosque frío-húmedo entre Neuquén y Tierra del Fuego, formando también comunidades más restringidas con otras especies como *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst. (Coihue), *Nothofagus nervosa* (Phil.) Dim. et Mil. (Raulí), *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst. (Roble



Figura 2.2.: Distribución de los Bosques de *N. pumilio* en Argentina.

pellín) y *Araucaria araucana* (Mol.) Koch (Pehuén) entre las principales. En bosques monoespecíficos el sotobosque es abundante, formado por especies arbustivas y herbáceas varias (Bava, 1999a).

La Lenga (Figura 2.3.) es una especie caducifolia con hojas de forma ovado-elíptica y de consistencia poco caríacea. El borde de sus hojas es crenado, con dos dientes subagudos en el espacio comprendido entre dos nervios (Correa, 1984). Al caer, sus hojas recubren el suelo, generándose distintas condiciones de humedad, luminosidad, disponibilidad de nutrientes, etc. y distintos micrositios (Heineman *et al.*, 2000), pudiendo a la vez ser descompuestas a corto plazo, liberando nutrientes. La hojarasca puede tener diferentes efectos en las semillas de diferentes especies, pudiendo actuar como una barrera física para la germinación de las mismas o creando microambientes que favorezcan la germinación o la inhibición de éstas.

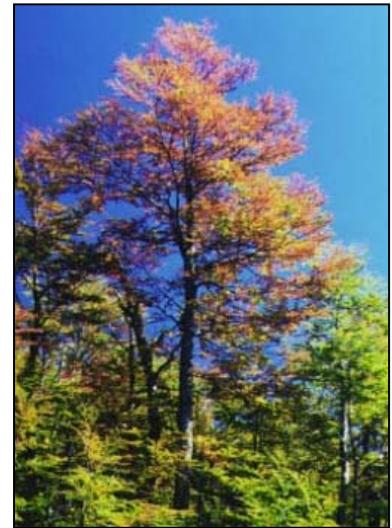


Fig. 2.3. *N. pumilio* en otoño.

Facelli & Pickett (1991), encuentran evidencia de que la hojarasca de algunas especies posee efectos detrimentales para el establecimiento y germinación de especies arbóreas.

La hojarasca de *N. pumilio* es fácilmente degradable y fuente de alta cantidad de nutrientes. Satti *et al.* (2003) han determinado en hojarasca y hojas senescentes valores de 0,52 % de N, 11,9 % de lignina, relaciones C/N de 91 y relaciones lignina/N de 23,2. La incorporación de materia orgánica en los suelos de este tipo de bosques a través de la descomposición de hojarasca, ramas y troncos da lugar a la formación de un mantillo orgánico, generando un suelo con condiciones de alta fertilidad (Diehl *et al.*, 2003).

El mantillo del bosque de Lenga tiene un formidable depósito de grandes restos vegetales de renovación muy lenta y un pequeño pero dinámico compartimiento de hojarasca fina de extraordinaria significancia en el aporte de nutrientes a corto plazo. La tasa media de descomposición de las hojas (pérdida del 50% de masa) es de 1,2 años en regiones templado-frías (Richter & Frangi, 1992).

Esta especie posee una elevada biomasa de raíces finas concentradas en los 30 cm superiores del suelo, presenta abundantes micorrizas y bajas tasa de reabsorción de nutrientes en las hojas senescentes (Diehl, com. pers.) y concentraciones de nutrientes en la madera.

La producción de semillas, al igual que su viabilidad, presenta ciclos condicionados probablemente por veranos cálidos y secos, lo cual hace a éstas sumamente variables (Rusch, 1987; Rechene, 1995; Donoso & Lara, 1999). Es posible que la producción de semillas y la

viabilidad de ellas y de sus plántulas disminuya con la altitud, como se ha verificado en especies no sudamericanas de *Nothofagus* (Manson, 1974). La supervivencia de las semillas es favorecida por la humedad del suelo, baja incidencia de luz (Rusch, 1992; Levanic *et al.*, 2000) y existencia de restos de madera en estado de putrefacción que actúan como refugio de las plántulas (Heineman *et al.*, 2000), y perjudicada por la acción de diversos micro y macroorganismos y por la presencia de una gruesa capa de residuos orgánicos semi descompuestos (Richter & Frangi, 1992; Rusch, 1992; Bava, 2000). La maduración y caída de las semillas comienza a fines de verano alcanzando valores máximos en otoño (entre Marzo y Abril). Posee una efectiva dispersión de semillas, principalmente por el viento, pudiendo éstas recorrer distancias de hasta 50 metros desde el árbol que les dio origen (Bava, 1999a). Los factores más esenciales para la germinación, principalmente, son el agua, la concentración de oxígeno y la temperatura en ambientes con déficit hídrico durante alguna época del año (Rusch, 1992; Rechene, 1995) y, en ambientes sin este tipo de déficit, la competencia con otras especies (Veblen, 1985; Kantolic, 1985).

La Lengua posee en estadios tempranos de desarrollo cierto grado de tolerancia a factores climáticos adversos que le permiten establecerse adecuadamente cuando se produce un claro en el bosque, conducta de regeneración en relación a disturbios denominada como “fase de claros” (Veblen *et al.*, 1996; Heineman *et al.*, 2000). Dado al amplio rango de condiciones en el que se desarrolla esta especie no es posible definir un solo patrón de regeneración, de manera que en sus bosques pueden encontrarse tanto estructuras irregulares (heteroetáneas) como regulares (coetáneas), producto de procesos muy diferentes (Bava, 1999a; Veblen *et al.*, 1996; Heineman *et al.*, 2000).

Esta especie crece bien en suelos de moderada a alta profundidad, con alta capacidad de retención de agua, de buen drenaje y aireación y de textura franco-arenosa a franco-arcillosa (Rusch, 1992; Donoso & Lara, 1999).

Los tipos de disturbios más frecuentes en los bosques de Lengua se asocian tanto con actividades antrópicas (incendios, tala para la utilización de la madera y pastoreo de plántulas por parte del ganado) como con fenómenos naturales (avalanchas e incendios naturales).

La Lengua es la especie más susceptible o damnificada, si se toma en cuenta la cantidad de hectáreas quemadas en relación al rango de sensibilidad al fuego de las distintas especies arbóreas de los Bosques Andino Patagónicos (Tabla 2.1.).

Tabla 2.1. Sensibilidad al fuego de las especies del sector alto de los Bosques Andino Patagónicos (Dimitri, 1972).

Espece	Sensibilidad al fuego
<i>Nothofagus pumilio</i>	70%
<i>Nothofagus nervosa</i>	15%
<i>Nothofagus dombeyi</i>	10%
<i>Araucaria araucana</i>	5%

El manejo de los bosques de Lengua, ya sea con fines de conservación o con fines productivos, es de suma importancia. Esta especie presenta un importante valor ecológico como:

- (i) dominante de bosques de gran amplitud ambiental y como refugio de especies nativas, muchas de ellas endémicas y
- (ii) como protectora de cuencas.

Representa además un interesante recurso económico debido a la calidad y gran volumen de su madera.

2.3 Área puntual de estudio.

El estudio se realizó en un bosque de Lenga quemado ubicado en el cerro Estrato en el Valle del Challhuaco (Reserva del Parque Nacional Nahuel Huapi) (Figura 2.3.), al sur de la ciudad de San Carlos de Bariloche.

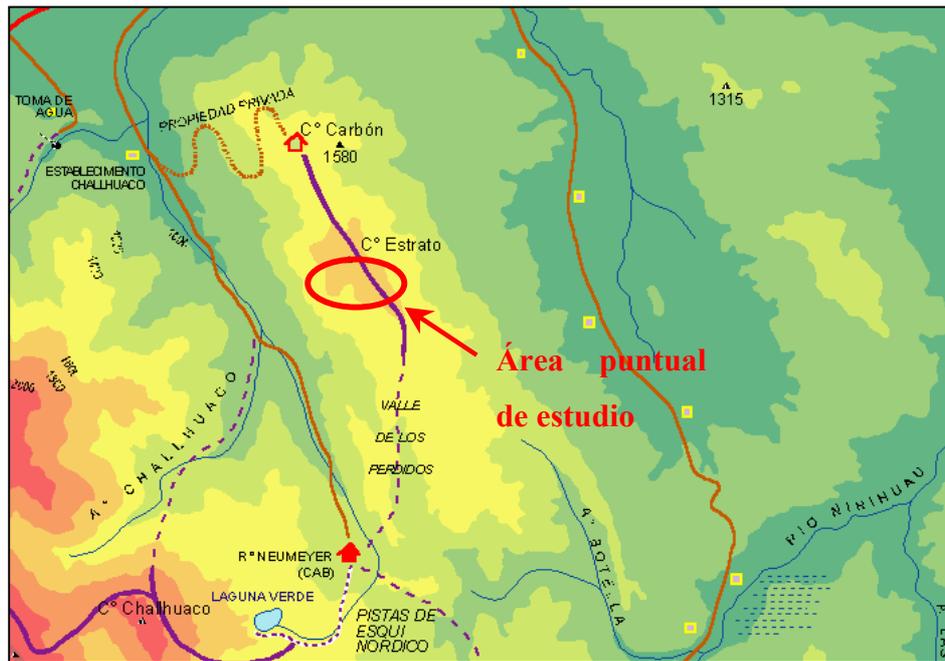


Figura 2.3. Área de estudio en el Valle del Cerro Challhuaco. Modificación y ampliación del Mapa de sendas y picadas realizado por el CAB.

El Valle del Challhuaco representa un ambiente típico de transición, caracterizado por el predominio de geformas fluviales, con pendientes pronunciadas en la ladera oriental.

El clima es templado, con precipitaciones que varían entre 1.200 y 1.600 mm al año y abundante acumulación de nieve en el sotobosque durante el invierno.

En la región se encuentran presentes *N. pumilio*, como especie dominante, alternando con manchones de vegetación característica de la estepa patagónica, bosquetes de *Austrocedrus chilensis*, matorrales de *N. antarctica* y pastizales con arbustos, pedreros y plantaciones de pinos. Parte de la vegetación de sotobosque no disturbada se presenta en la Tabla 2.2. (Diehl, com. pers.).

Tabla 2.2. Especies presentes en el sotobosque de lenga del Valle del Challhuaco.

Nombre	Familia
<i>Acaena ovalifolia</i> Ruiz & Pav.	Rosaceae
<i>Acaena pinnatifida</i> Ruiz & Pav.	Rosaceae
<i>Adenocaulon chilenes</i> (Lag.) DC.	Asteraceae
<i>Alstroemeria aurea</i> Graham	Alstroemeriaceae
<i>Berberis serrato-dentata</i> Lechler	Berberidaceae
<i>Blechnum penna-marina</i> (Poir.) Kuhn	Blechnaceae
<i>Bromus</i> spp.	Poaceae
<i>Cerastium arvense</i> L.	Caryophyllaceae
<i>Leucheria thermarum</i> (Phil.) Phil.	Asteraceae
<i>Maytenus chubutensis</i>	Celastraceae
<i>Osmorhiza chilensis</i> Hook. & Arn.	Apiaceae
<i>Ribes magellanicum</i> Poir.	Saxifragaceae
<i>Thlaspi magellanicum</i> Comm. ex Poir.	Brassicaceae
<i>Uncinia lechleriana</i> Steud.	Cyperaceae
<i>Valeriana laxiflora</i> D.C.	Valerianaceae
<i>Vicia nigricans</i> Hook. & Arn.	Fabaceae

El suelo corresponde al tipo de los *Andisoles* del grupo de los *Vitrands* (particularmente del tipo *Udivitrاند*) en el que se distinguen horizontes 0, A y C1 débilmente desarrollados, de estructura franco-arenosa a arenosa (Alauzis, 1999).

Las principales actividades antrópicas del valle están asociadas a actividades turísticas, forestaciones con coníferas exóticas maderables (principalmente del género *Pinus*), utilización de determinadas áreas para alimentación de ganado y extracción de madera.

A principios de Enero del año 1996 se produjo un incendio que afectó 1.278 ha, 395 correspondientes a bosque de Lenga (246 ha quemadas totalmente y 149 ha parcialmente), 676 ha de matorrales y 207 ha de pastizales y pedreros (quemadas totalmente) (Figura 2.4.). Se denominó **quemado total** a áreas con todos los estratos de vegetación afectados, sin remanentes de vegetación verde, y **quemado parcial** a áreas donde el fuego no afectó totalmente a la vegetación. Estas últimas correspondieron principalmente a bosques de Lenga donde el fuego afectó mayormente los estratos inferiores del bosque, pero en las que quedaron numerosos árboles con el follaje verde. El fuego se propagó a través del suelo, afectando principalmente las raíces más superficiales y el mantillo, alcanzando una profundidad no mayor a 10 centímetros (Delegación Técnica Regional de Parques Nacionales, 1996). Para la realización de este estudio se seleccionó una parcela de aproximadamente 2 ha, correspondiente

a la zona de quemado total en el bosque de Lengua, cuyas características de localización y clima se presentan en la Tabla 2.3. No se registraron árboles sobrevivientes en la parcelas de estudio pero sí en las proximidades.

En el sitio de estudio (Figura 2.5.) se observaron dos tipos de micrositios, con diferentes grados de acumulación: i) suelos cercanos a troncos (ST): zonas de acumulación de mantillo (hojas, ramas, trozos de corteza, etc.) ubicadas junto a troncos quemados, hacia el sector de mayor pendiente, y ii) suelos entre troncos (SE): zonas sin acumulación de mantillo, ubicadas entre troncos, con mayor exposición lumínica y riesgo de pérdida de nutrientes por erosión. Las condiciones ambientales de estos micrositios (luz, humedad, cobertura de la vegetación, acumulación de semillas, profundidad de la hojarasca, contenido de materia orgánica, etc.) podrían condicionar tanto la regeneración (Heineman *et al.*, 2000; Dezzotti *et al.*, 2003) como la respuesta del suelo a la aplicación de enmiendas.

Tabla 2.3. Localización y características climáticas del sitio de estudio.

Altitud	947 m.s.n.m.
Latitud	41° 14' S
Longitud	71° 17' O
Pendiente	30%
Exposición	Sud Oeste
Precipitación	1.500 mm año ⁻¹
Temperatura media	6,3 °C
Índice de aridez (IA) *	0,29

*IA = evapotranspiración potencial anual / precipitación media anual (UNESCO, 1979).



Fig. 2.4. Bosque de *N. pumilio* incendiado en el Valle del Challhuaco, año 1996.

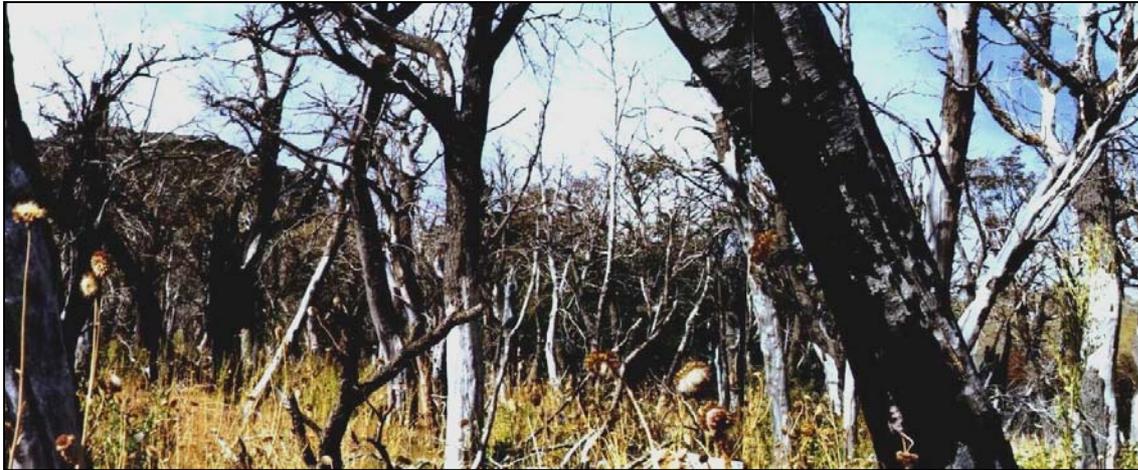


Fig. 2.5. Sitio de estudio. Lengal quemado luego de siete años.

Capítulo Tres

Efectos de la aplicación de Compost de biosólidos sobre el suelo de un bosque de lenga quemado.

3.1 Efectos del fuego sobre el suelo.

3.2 Materiales y métodos.

3.3 Resultados.

3.4 Discusión.

3.1 Efectos del fuego sobre el suelo.

El efecto del fuego sobre las condiciones de fertilidad del suelo depende, principalmente, de las características del incendio, de las propiedades del suelo y las comunidades vegetales predisturbio (Rogers, 1996).

En general, se observan aumentos de cationes básicos, fosfatos y pH del suelo debido a la incorporación de cenizas (Binkley, 1986; Walker *et al.*, 1984; Hernández *et al.*, 1997; Iglesias *et al.*, 1997; Marcos *et al.*, 1998). Los elementos más afectados durante un incendio son el C orgánico, el N y el S debido a sus bajas temperaturas de volatilización (200-300° C), y a la posibilidad de pérdida a temperaturas aún menores (100°C). Otros elementos (P y cationes básicos) volatilizan a muy altas temperaturas y por lo tanto quedan en las cenizas. Por otra parte, una serie de factores post incendio como la lixiviación desde los restos vegetales, el impacto de las precipitaciones, la escorrentía superficial, la erosión eólica, la circulación de nutrientes y las características fenológicas de las especies que colonizan, entre otros, condicionan la concentración de los elementos antes mencionados en el suelo (Wright & Bailey, 1982; Walker *et al.*, 1984; Pritchett, 1986; Schlesinger, 1991; Marcos *et al.*, 1998; Temporetti, 2001).

La materia orgánica del suelo (MOS) está compuesta por fracciones estables o recalcitrantes que regulan, principalmente, la capacidad de intercambio catiónico y el almacenamiento de agua y por fracciones lábiles que facilitan la disponibilidad de nutrientes para las plantas (Alauzis, 1999). La calidad de la MOS respecto a la capacidad de liberación de nutrientes está regulada por el tamaño y la actividad de la población microbiana, siendo los indicadores más recomendados para su estimación la biomasa microbiana, mineralización potencial de N y respiración (Drinkwater *et al.*, 1996; Rice *et al.*, 1996).

El fuego puede afectar las poblaciones microbianas directamente por esterilización del suelo e indirectamente por cambios de pH, humedad, estructura, aireación, calidad de materia orgánica y disponibilidad de nutrientes, así como por los cambios en el tipo de vegetación (Paul & Clark, 1989; Borke *et al.*, 2002). Los efectos más importantes se registran en los primeros 5 cm de profundidad del suelo (Fernández *et al.*, 1997; Iglesias *et al.*, 1997), aunque pueden detectarse cambios menores hasta los 25 cm (Ewel *et al.*, 1991; Neary *et al.*, 1996; Salgado *et al.*, 1998).

La adición de enmiendas orgánicas podría restituir los factores alterados, aportando nutrientes, mejorando la capacidad de retención de agua y la estructura del suelo, propiciando cambios en el tamaño poblacional, diversidad y actividad de los microorganismos y facilitando la degradación de sustancias tóxicas (Bauhus & Meiwes, 1994; Agassi *et al.*, 1998; Cuevas *et al.*, 2000; Laos *et al.*, 2001).

Particularmente en los suelos alofánicos, además de los efectos ya mencionados, la deshidratación generada por las altas temperaturas, puede acelerar el proceso de transformación desde arcillas amorfas a pseudo-cristalinas y cristalinas, modificando la dispersión de arcillas, adhesividad y plasticidad y disminuyendo, consecuentemente, la retención de P, agua y materia orgánica (Mizota & Van Reeuwijk, 1989).

Al estudiar parches de vegetación en el valle del Challhuaco, luego de cuatro años de ocurrido el incendio, Alauzis *et al.*, (2004) encuentran que el fuego produjo reducciones muy importantes en el C orgánico (52 %), N total (20 %) y retención de agua (31 %) y aumentos de una unidad de pH y duplicación del P extraíble y de la conductividad, indicando alta intensidad del fuego. Estos autores también encontraron que la actividad microbiana (estimada a través de la mineralización de N) disminuyó un 66-94%, predominando procesos de nitrificación, mientras que el tamaño de las poblaciones, estimado a partir del N retenido en biomasa microbiana (N-BM), se redujo un 80%. La misma tendencia fue encontrada al estudiar áreas extensas (Kitzberger *et al.*, 2005). El disturbio condujo también a pérdidas de nitratos por lixiviación y escorrentía a los arroyos circundantes (Temporetti, 2001).

Los **objetivos específicos** de este capítulo fueron estudiar en micrositios, con y sin acumulación de mantillo (ST y SE), la fertilidad del suelo de un bosque quemado de lenga (*N. pumilio*) a siete-ocho años del incendio y los efectos de la aplicación de compost de biosólidos utilizando, en ambos casos, indicadores físicos, fisicoquímicos, químicos y biológicos de fertilidad de suelos.

3.2 Materiales y métodos.

Metodología a campo

Para las caracterizaciones químicas y fisicoquímicas de los micrositios considerados se realizaron, a fines del invierno de 2002 (principios de Septiembre), muestreos de mantillo (M) (Figura 3.1), de suelos de zonas con acumulación de mantillo próximas a troncos (ST) (Figura 3.2) y de suelos de zonas sin acumulación de mantillo ubicadas entre troncos (SE) (Figura

3.3.). El mantillo estudiado correspondió al horizonte de acumulación de hojas, ramas y troncos y el suelo a los primeros 5 cm de profundidad. También se tomaron muestras de compost de biosólidos para su caracterización.



Fig. 3.1. Mantillo de acumulación de zona cercana a troncos del Valle del Challhuaco.

Fig. 3.2. Suelo de zona cercana tronco del Valle del Challhuaco.



Figura 3.3. Suelo de zona entre troncos del Valle del Challhuaco.

En todos los casos se utilizaron 5 repeticiones por cada tipo de material, tomadas aleatoriamente.

Para evaluar el efecto de la aplicación de compost sobre suelos quemados, se implementó un ensayo a campo con un diseño completamente aleatorizado (Sokal & Rohlf, 1981). Se consideraron 2 factores, (i) Tipo de micrositio con 2 niveles: SE y ST e (ii) intervención con 3 niveles: testigo (T), labranza (L) y aplicación de compost (LC). Para cada combinación de factores se utilizaron 10 parcelas de 1 m² (Tabla 3.1., Figura 3.4.).

Tabla 3.1. Tratamientos del ensayo a campo de aplicación de compost de biosólidos.

Micrositios	Intervención		
	Testigo	Labranza	Aplicación de compost
Suelo entre troncos	SE-T	SE-L	SE-LC
Suelo cerca de troncos	ST-T	ST-L	ST-LC



Fig. 3.4. Parcela con labranza en el sitio de muestreo.

La aplicación del compost (2 kg material seco m⁻²), se efectuó a principios de primavera (Octubre de 2002) incorporando el material mediante labranza manual para minimizar las pérdidas por acción del viento y la lluvia. Por este motivo, se implementaron parcelas sólo con labranza, a fin de discriminar el efecto del compost respecto de la labranza requerida para la incorporación. La dosis fue seleccionada en base a estudios previos en invernáculo de suelos degradados (Laos, 2001) y tratando de minimizar el costo económico y el impacto sobre el sistema, considerando que el mismo se encuentra dentro de un Parque Nacional.

Transcurrida una estación de crecimiento (mediados del otoño, Abril de 2003), se seleccionaron 5 parcelas (repeticiones) de cada combinación de tratamientos, de las cuales se colectaron muestras independientes para determinaciones químicas y fisicoquímicas. Al final de la segunda estación de crecimiento (Abril de 2004) se seleccionaron 3 parcelas de cada tratamiento para la determinación de un indicador de fertilidad biológica (N-BM) y un indicador de las condiciones físicas del suelo (densidad aparente).

Para la determinación del porcentaje de humedad del suelo se tomaron 5 muestras de cada tratamiento antes de la aplicación del compost, en Septiembre de 2002 y después de la misma en Diciembre de 2002, Enero hasta Abril de 2003 y Abril de 2004.

Metodología de laboratorio

Para la caracterización química y fisicoquímica de los suelos de todos los tratamientos, se utilizó la metodología descrita por Sparks *et al.* (1996), determinándose:

a) en muestras secas al aire y tamizadas por malla de 2 mm: pH en agua (1:2,5); conductividad eléctrica (C.E.)(1:5), cationes intercambiables (Ca, Mg y K) extraídos con

acetato de amonio 1N, seguido de cuantificación por espectrometría de absorción atómica; P extraíble en NaHCO₃ (P-Olsen) y determinado por el método de molibdato-ácido ascórbico y b) en muestras secas al aire y tamizadas por malla de 0,5 mm: C orgánico (Walkley-Black) y N total (semi-micro Kjeldahl).

En muestras de mantillo (secadas en estufa a 60° C y molidas con molinillo eléctrico) y de compost (tamizado por malla de 0,5 cm y secadas al aire) se analizó: pH y C.E. utilizando un extracto acuoso (1:10). En muestras tanto de mantillo como de compost de biosólidos se determinaron: P-Olsen, contenidos totales de P, Ca, Mg y K por combustión seca a 550°C y extracción con HCl, con posterior determinación por el método de molibdato-ácido ascórbico para el P y cationes por espectrometría de absorción atómica; C total por combustión seca a 550°C y N total por semi-micro Kjeldahl. Las metodologías utilizadas corresponden a las descritas por Laos *et al.* (2002) para composts y Diehl *et al.* (2003) para tejido vegetal.

El análisis de nitrógeno retenido en biomasa microbiana (N-BM) se efectuó, en muestras frescas, mediante una modificación del método de fumigación-incubación que utiliza cloroformo líquido en lugar de vapores (Vitousek & Matson, 1985; Mazzarino *et al.*, 1991, Alauzis *et al.*, 2004). Posteriormente, se realizó la extracción de NH₄⁺ con KCl 2M en una relación suelo: solución de 1:5. El N-BM se calculó como la diferencia entre el NH₄⁺ determinado en suelo sin fumigar y el de las muestras fumigadas; la determinación de NH₄⁺ se realizó por el método del azul de indofenol (Keeney & Nelson, 1982).

Para la determinación de la densidad aparente, las muestras se extrajeron con un cilindro de volumen conocido, se tamizaron por malla de 2 mm y se secaron a 105° C hasta peso constante. El porcentaje de humedad se estimó por gravimetría en todas las fechas de muestreo. Para ello las muestras también se tamizaron por malla de 2 mm y se secaron a 105° C.

Análisis estadístico

A fin de determinar diferencias significativas tanto entre los suelos de distintos micrositios como entre mantillo y compost, se realizaron análisis de varianza (ANOVA).

Para evaluar el efecto de la aplicación de compost se utilizó un ANOVA a dos vías (micrositio e intervención). Las variables fueron transformadas en caso de no cumplir con los supuestos del modelo.

Se estableció un nivel de rechazo de $P < 0,05$. Cuando las diferencias resultaron significativas las medias se compararon utilizando el Test de Tukey. Los análisis estadísticos se realizaron con el programa STATGRAPHICS *plus* Version 3.0.

3.3 Resultados.

Características de los suelos de micrositios, mantillo y compost.

Los suelos de los micrositios estudiados presentaron diferencias significativas de P-Olsen y pH, correspondiendo a los suelos con acumulación de mantillo (ST) los mayores valores. Este micrositio también mostró una leve tendencia al aumento de las demás variables estudiadas (Tabla 3.2., Anexo Tabla 3.2.). No se observaron diferencias significativas ($P: 0,0666$) entre las humedades de SE y ST (27,9 y 36,9 % respectivamente).

Tabla 3.2. Valores promedio de la caracterización de los suelos de los micrositios. SE: suelo entre troncos; ST: suelo cerca de troncos (n = 5 por micrositio).

Micrositio	pH	C.E ⁽¹⁾	C ⁽²⁾	N	C/N	K	Mg	Ca	P Olsen ⁽¹⁾
s		(mS/m)	(%)	(%)		(cmol/kg)	(cmol/kg)	(cmol/kg)	mg/kg
SE	6,8 b	3,0	2,4	0,18	13	0,40	0,53	7,23	3,12 b
ST	7,1 a	6,5	2,9	0,21	14	0,52	0,61	9,51	8,84 a
<i>P</i>	0,021	0,276	0,9202	0,3494	0,7354	0,1569	0,4378	0,1518	0,0264

⁽¹⁾: Valor transformado por LOG. ⁽²⁾: Valor transformado por COSR. Letras diferentes para cada columna indican diferencias significativas ($P < 0,05$).

El compost de biosólidos presentó valores menores de C y C/N y mayores de conductividad eléctrica y nutrientes que el mantillo (Tabla 3.3., Anexo Tabla 3.3.). El mantillo es un material más heterogéneo que el compost, compuesto principalmente, por hojas de lenga y ramas muy finas (< 5 mm) quemadas y, en menor grado, por hojas de otras especies y restos de carbón. La humedad registrada en el mantillo fue de 28,5 % y en el compost de biosólidos de aproximadamente 50%.

Tabla 3.3. Valores promedio de la caracterización del mantillo (M) y del compost de biosólidos (CB). (n=5 por material).

Materiales	pH	C.E⁽¹⁾ (mS/m)	C (%)	N⁽²⁾ (%)	C/N⁽¹⁾	K (%)	Mg (%)	Ca (%)	P Total (mg/kg)	P Olsen mg/kg
M	5,9	18,9 b	43,2 a	0,71 b	63 a	0,05 b	0,10 b	1,80	1397 b	50 b
CB	5,5	101,9 a	33,9 b	1,64 a	21 b	0,18 a	0,56 a	1,17	3811 a	908 a
P	0,1060	0,0065	0,0309	0,0001	0,0011	0,0004	0,0001	0,0583	0,0008	0,0000

⁽¹⁾: Valor transformado por LOG. ⁽²⁾ Valor transformado por COS. Letras diferentes para cada columna indican diferencias significativas ($P < 0,05$).

Efecto de las intervenciones

La aplicación de compost en ambos micrositios mejoró significativamente las concentraciones de C y en menor medida la del K. Se observó también un aumento de la concentración de N con la aplicación de compost, pero las diferencias no fueron significativas. La interacción entre micrositios e intervenciones sólo resultó significativa para los contenidos de P-Olsen (Tabla 3.4., Anexo Tabla 3.4.). Al encontrarse este tipo de interacción en el análisis de ANOVA a dos vías, se procedió a abrir la interacción encontrándose diferencias significativas en el caso de los suelos con acumulación de mantillo (ST) ($P: 0,0057$), no así en los suelos sin acumulación (SE) ($P: 0,827$). Para ninguna de las variables consideradas se encontró efecto de micrositio ($P > 0,2143$).

Tabla 3.4. Efectos de las intervenciones luego de una estación de crecimiento. SE: suelo entre troncos; ST: suelo cerca de troncos; T: testigo; L: labranza; LC: labranza y aplicación de compost (n = 5 por tratamiento).

Micrositios e Intervenciones	pH	C.E. mS/m	C %	N %	C/N	K cmol/kg	Mg cmol/kg	Ca cmol/kg	P Olsen mg/kg
SE-T	6,9	6,1	3,4 b	0,28	15	0,44 b	1,27	18,47	4,62 b
SE-L	7,1	9,9	3,7 b	0,28	12	0,53 ab	1,04	23,00	3,60 b
SE-LC	7	6,8	5,6 a	0,32	14	0,69 a	1,20	19,79	3,88 b
ST-T	7,0	10,4	3,4 b	0,26	18	0,39 b	1,11	22,22	6,31 b
ST-L	6,7	6,8	3,4 b	0,29	11	0,48 ab	1,25	19,07	5,70 b
ST-LC	6,9	7,3	4,7 a	0,35	15	0,56 a	1,12	18,74	11,72 a
Efectos principales									
P Intervención	0,9771	0,9934	0,0186	0,6717	0,1677	0,0299	0,9874	0,9201	(*)
	-	-	LC > L, T	-	-	LC ≥ L ≥ T	-	-	-
P Micrositio	0,3933	0,9379	0,4057	0,8669	0,5832	0,2143	0,9712	0,9109	-
P Interacción	0,4667	0,2485	0,7170	0,6358	0,3066	0,8084	0,7953	0,6780	0,0249

(*) Apertura del ANOVA a dos vías (se considero el efecto de la intervención para cada uno de los micrositios independientemente). Letras diferentes para cada columna indican diferencias significativas para el ANOVA entre las distintas intervenciones ($P < 0,05$).

El indicador de la fertilidad biológica utilizado (N-BM) registró un incremento significativo en ambos micrositios con la aplicación del compost de biosólidos ($P: 0,0166$), no existiendo efecto del micrositio ($P: 0,1413$) ni interacción entre micrositios e intervenciones ($P: 0,8001$). Existe una tendencia a que la labranza incremente la actividad biológica en ST y la disminuya en SE (Figura 3.1.).

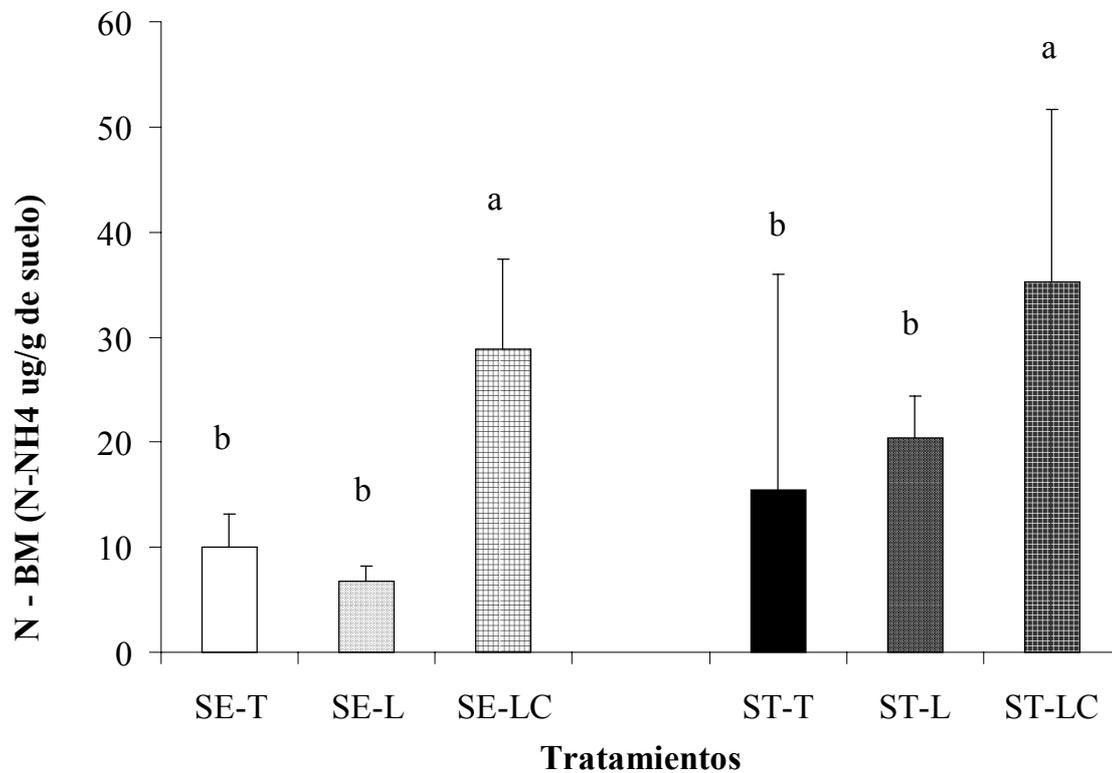
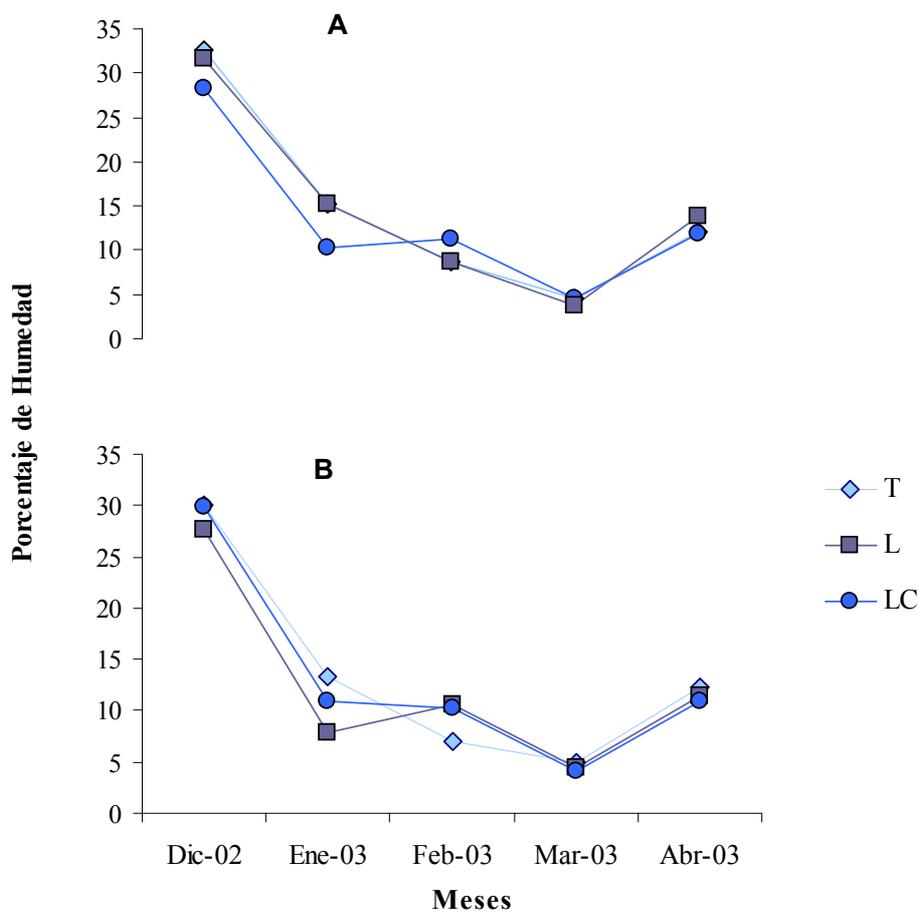


Figura 3. 1. Nitrógeno retenido en biomasa microbiana para los diferentes tratamientos (n = 3 por tratamiento) . Letras diferentes entre barras indican diferencias significativas entre las intervenciones ($P < 0,05$).

La humedad en la estación de crecimiento 2002-2003, tanto para ST como para SE, no presentó diferencias significativas entre micrositios. Los valores máximos de humedad registrados fueron de 28 y 33 % en Diciembre y los mínimos de 4 %, en suelos de ambos micrositios en el mes de Marzo (Figura 3.2., Anexo Figura 3.2.).



A: suelos cercanos a troncos; B: suelos entre troncos.

Figura 3.2. Humedad del suelo para las intervenciones en diferentes fechas de muestreo de los micrositios estudiados (n = 5 por tratamiento).

No existieron diferencias significativas en los valores de densidad aparente para el ANOVA a dos vías realizado (P Micrositio: 0,9616; P Interespacio: 0,3010; P interacción: 0,9170), con una tendencia a valores más altos en los tratamientos testigo (Figura 3.3).

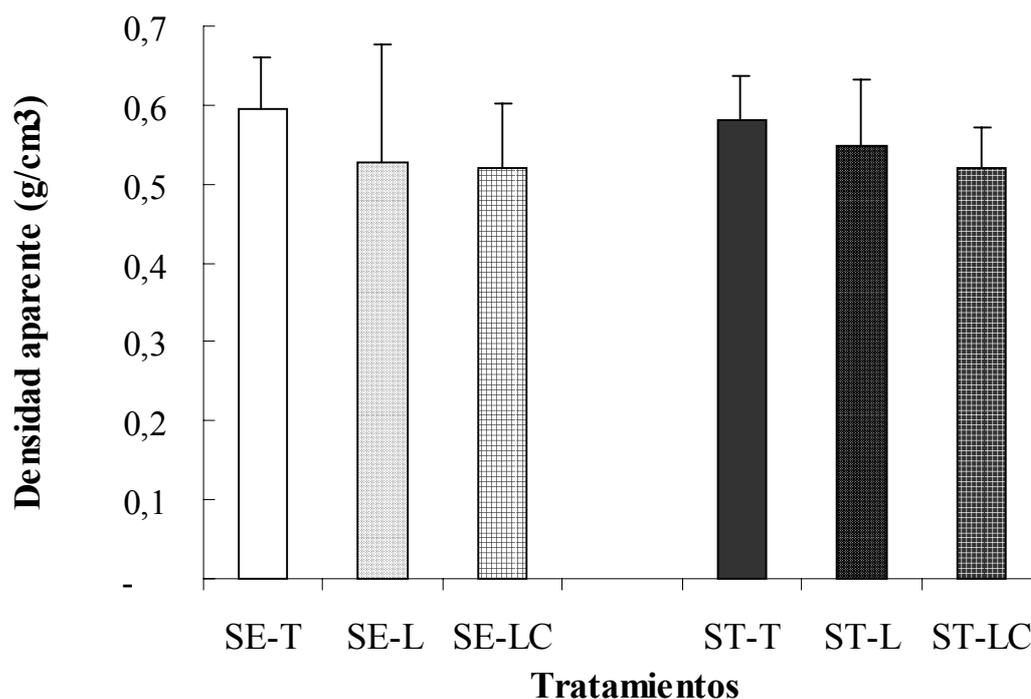


Figura 3.3. Promedio de la densidad aparente del suelo superficial por micrositios e intervención (n = 5 por tratamiento).

3.4 Discusión.

El incendio ocurrido en el bosque de *N. pumilio* en 1996 ha afectado tanto la fertilidad del suelo que no se registran signos claros de recuperación luego de 7-8 años (Tabla 3.5.). Los altos valores de pH en el suelo quemado respecto del suelo sin quemar, pueden ser atribuidos, como se mencionó anteriormente, tanto a la adición de cationes básicos aportados por las cenizas (Khanna *et al.*, 1994; Alauzis, 1999) como a la destrucción de una gran parte de los ácidos orgánicos responsables de la acidificación del suelo (Fisher & Binkley, 2000). La tendencia a la reducción en el tiempo del pH, respecto a la situación inmediata post incendio, podría ser consecuencia de la disminución del efecto de las cenizas, tanto por escorrentía como por lixiviación, llevando el pH del suelo a valores cercanos a la neutralidad en la actualidad.

Si bien los suelos volcánicos muestran una alta capacidad de estabilizar y proteger la MOS, la reducción en las concentraciones de C y N registrada, confirma la fuerte intensidad del fuego (Alauzis *et al.*, 2004), volviendo aún más significativa la condición de nutriente limitante que tiene el N en los Bosques Andino-Patagónicos (Mazzarino *et al.*, 1998; Diehl *et al.*, 2003). Las disminuciones de C y de N observadas inmediatamente después del incendio

se mantuvieron en el tiempo sin evidenciar signos de recuperación siete años después del mismo (Tabla 3.5.).

La biomasa microbiana, que constituye un mecanismo de conservación de N (Vitousek & Matson, 1985; Mc Gill *et al.*, 1986; Robertson *et al.*, 1988), reduciendo las pérdidas por lixiviación o denitrificación, depende marcadamente del C del suelo en los Bosques Andino-Patagónicos (Satti *et al.*, 2003). En este bosque de lenga, la capacidad de los suelos quemados de conservar N en biomasa microbiana no se ha recuperado, siendo incluso inferior a la registrada cuatro años después del incendio (Alauzis, 2004; Kitzberger *et al.*, 2005), lo que coincide con la falta de recuperación del C orgánico.

El aumento del P disponible en los primeros tres años, coincidentemente con lo citado para otros sistemas (Fisher & Binkley 2000), fue consecuencia del aporte inicial de las cenizas y restos vegetales, y de una disminución temporaria de la capacidad de retención de P del suelo volcánico (debido al aumento de pH). Posteriormente, se registró una marcada reducción atribuible a pérdidas de P particulado por efecto de las precipitaciones y del viento (consecuencia de la reducción de la cobertura vegetal) y por una recuperación de la actividad enzimática e infecciones micorrícicas (Klopatek *et al.*, 1988; Romanya *et al.*, 1994; Saa *et al.*, 1998).

Considerando la alta capacidad amortiguadora de los suelos volcánicos, la falta de recuperación de C, N, N-BM, pH, K y P-Olsen indicaría que el disturbio fuego en este bosque fue muy intenso y que una vez quemados presentan una baja resiliencia. La Lenga es una especie con altos requerimientos de nutrientes, especialmente de N (Diehl *et al.*, 2003). Estos resultados confirman la necesidad de implementar estrategias de restauración que permitan acelerar los procesos de recuperación.

Tabla 3.5. Resultados de las caracterizaciones de suelos quemados y sin quemar para los sucesivos años post incendio en el Valle del Challhuaco.

Mes (fuente)	Año	pH	C.E (mS/m)	C (%)	N (%)	K (cmol/kg)	Ca+Mg (cmol/kg)	P Olsen (mg/kg)
Suelos quemado								
Abril (1)	96	7,8	13,4	4,15	0,42	0,97	27,35	98,2
Abril (1)	97	7,8	9,9	5,27	0,41	0,79	26,83	59,4
Abril (1)	98	7,1	24,3	5,08	0,44	0,79	22,38	91,3
Abril (2)	99	7,2	22,8	3,37	0,24	0,82	13,99	28,1
Abril (1)	00	7,2	25,7	5,84	0,45	0,79	22,99	13,0
Octubre (3)	01	7,0	4,5	3,30	0,23	0,40	10,40	5,8
Octubre (4)	02	6,7	3,0	2,34	0,18	0,40	7,76	3,7
Abril (4)	03	6,9	6,1	3,43	0,28	0,44	19,74	3,6
Suelos sin quemar								
(1,2,5)	96-00	5,7-6,5	13-15,3	9,8-10,6	0,57-0,88	0,68-1,03	21,7-32,33	8,0-15,43

1. Alauzis, 1999; 2. Kitzberger *et al.*, 2005; 3. Satti *et al.*, 2003; 4. Varela *et al.*, 2004; 5. Diehl *et al.*, 2003.

Micrositios

Las pocas diferencias encontradas entre los micrositios permiten inferir que el aporte del mantillo tiene efectos limitados, aunque no por ello poco importantes. En los micrositios con acumulación (ST) los incrementos significativos de P disponible y pH, este último sin implicancias biológicas, y la tendencia al aumento del resto de las variables, guarda relación con el efecto del mantillo; este efecto se produciría tanto directamente por el aporte de materia orgánica como indirectamente por la protección física que ejerce el mantillo sobre el efecto erosivo de la lluvia o el viento.

Los estudios sobre el aporte del mantillo del bosque de lenga al suelo son escasos. En el límite sur de su distribución, la producción de mantillo es del orden de 350 a 400 g m⁻² año⁻¹ (Richter & Frangi, 1992; Barrera *et al.*, 2004) y la tasa de descomposición de 64% anual. Las hojas senescentes, que constituyen aproximadamente 55% del mantillo, presentan concentraciones de C del orden de 42–46%, 0,5% de N, 900-1500 mg/kg de P total y relaciones C/N entre 80–90 (Diehl *et al.*, 2003; Barrera *et al.*, 2004). El mantillo del bosque de lenga quemado mostró valores similares a los de hojas senescentes para C y P total, mayores para N y menores relaciones C/N; posiblemente las diferencias se deban al aumento de microorganismos en el mantillo, donde ya ha comenzado el proceso de descomposición.

El mantillo de bosque de lenga incendiado representa un tipo de materia orgánica con mayor dotación de C y relación C/N y un menor contenido de nutrientes en comparación al compost de biosólidos.

La diferencia registrada en los porcentajes de humedad entre suelos cercanos a troncos (ST) y suelos entre troncos (SE), si bien carece de diferencia a nivel estadístico, presenta una clara importancia a nivel biológico. Casi un 10% más de humedad en los ST, podría facilitar tanto procesos relacionados con la circulación de nutrientes como una mejor regeneración vegetal.

Efectos de la aplicación de Compost de Biosólidos.

En Argentina las experiencias de recuperación de suelos degradados con residuos orgánicos de origen urbano o industrial son recientes y se refieren mayoritariamente a la incorporación de rastrojos de cultivos agrícolas y estiércol de animales compostados o sin compostar sobre suelos de la Pradera Pampeana (Alvarez *et al.*, 1999; Lavado y Rodríguez, 1999). Sin embargo, a nivel mundial, existen antecedentes de aplicación de diferentes enmiendas orgánicas para la recuperación de suelos degradados desde hace décadas (Agassi, 1999; Cuevas *et al.*, 2000; Guerrero *et al.*, 2001; Meyer *et al.*, 2004, entre otros)

La dosis de compost de biosólidos aplicada en el presente estudio produjo en los suelos incrementos significativos de C orgánico y K y tendencias al aumento de N, independientemente del tipo de micrositio. Estos resultados son coincidentes con los encontrados en aplicaciones de este tipo de compost en suelos quemados en otros países (Guerrero *et al.*, 2001; Meyer *et al.*, 2004). Sin embargo estos patrones no son generalizables, por ejemplo: suelos a los que se les aplicó un compost con características similares al utilizado en este estudio (Cuevas *et al.*, 2000), no incrementaron significativamente las concentraciones de C y N total, a pesar de haber utilizado dosis altas. Es posible que estos suelos, en los que el disturbio (erosión hídrica) no redujo sustancialmente la población microbiana, respondan a la incorporación de N con incrementos en la mineralización de la MOS a diferencia de lo que ocurre con la esterilización provocada por el fuego.

La aplicación de compost produjo un incremento del 14 al 35 % en el total del N del suelo, mientras que el N retenido en biomasa microbiana (fracción del N total del suelo) aumentó entre 100 y 200 %. Este mecanismo es particularmente importante en un sistema que, como consecuencia del incendio, y luego de siete años, no recuperó este nutriente, factor limitante en los Bosques Andino Patagónicos (Diehl *et al.*, 2003). El marcado incremento en

la población microbiana puede atribuirse tanto a la incorporación directa de microorganismos provenientes del compost (Guerrero *et al.*, 2001) como al efecto de la materia orgánica agregada. Esta última es utilizada como fuente de energía por los microorganismos, favoreciendo la recuperación de la biomasa y la actividad microbiana, que tienden a mejorar la estructura del suelo y la retención y almacenamiento de agua y nutrientes.

El aumento significativo del P disponible por efecto de la aplicación de compost en ST no está asociado, aparentemente, al incremento de MOS (ya que en SE también aumenta la MOS y no el P disponible), encontrándose valores próximos a los registrados para bosque de lenga sin quemar (Diehl, com. pers.; Satti *et al.*, 2004). Posiblemente este efecto esté relacionado con el hecho de que el mantillo aporta P y MO, bloqueando sitios de retención, lo que permitiría una mayor disponibilidad del P agregado con el compost de biosólidos en los sitios con mayor aporte de mantillo.

Los significativos incrementos en la MOS de ambos micrositios no estuvieron acompañados por aumentos de la humedad en los mismos. Considerando que la humedad es un factor fundamental en la germinación de semillas y desarrollo de la vegetación y dado que la aplicación de compost no incrementó dicha variable (independientemente del tipo de micrositio), el efecto de esta enmienda sobre la recuperación vegetal del sitio se ve limitado. Durante el periodo comprendido entre Enero y Abril de 2003 los porcentajes de humedad registrados se encontraron por debajo de los del punto de marchites permanente (15%, Satti, com. pers.) debido probablemente, entre otros factores, a las altas temperaturas y a la radiación solar directa sobre el suelo.

Capítulo Cuatro

Efectos de la aplicación de Compost de biosólidos sobre la regeneración vegetal.

4.1. Banco de semillas y regeneración a campo.

4.2. Materiales y métodos.

4.3. Resultados.

4.4. Discusión.

4.1. Banco de semillas y regeneración a campo.

La recuperación de la vegetación de áreas disturbadas depende, en gran medida, del tamaño y composición del banco de semillas, de la capacidad de rebrote de las especies y de las condiciones ambientales que permitan la expresión de la vegetación. Los bancos de semillas brindan la posibilidad de recolonización y desarrollo de una cobertura vegetal que disminuye la erosión y la pérdida de nutrientes y aumenta la capacidad de retención de propágulos, además de conservar la variabilidad genética y proveer, en este sentido, una población con “memoria” (Baker, 1989). Los factores ambientales postdisturbio pueden favorecer la competencia interespecífica generando una germinación diferencial (Hyatt & Casper, 2000).

Thompson y Grime (1979) clasifican los distintos bancos de semillas considerando su significado ecológico en:

Transitorios: las semillas no perduran en el suelo por más de un año y las gramíneas e hierbas constituyen los principales grupos; dentro de este tipo de banco encontramos la subdivisión en Tipo I, presentes durante el verano y con germinación otoñal y Tipo II en los que el banco perdura todo el invierno y las plántulas emergen en primavera y

Persistentes: las semillas permanecen en el suelo por más de un año y dominan a mayores profundidades; presentan, según el tamaño y comportamiento fisiológico de las semillas (períodos de latencia, estatificación, influencia de la temperatura, etc.) una subdivisión en Tipo III, con predominancia de hierbas perennes y anuales y germinación en otoño pero manteniendo un pequeño banco de semillas y Tipo IV, con hierbas perennes y anuales, arbustos y un gran banco de semillas persistente.

Los bancos persistentes suelen estar dominados por semillas compactas y de tamaño pequeño, que son menos predadas y penetran a mayor profundidad en el suelo. Este tipo de bancos adquieren particular importancia en años desfavorables y luego de disturbios fuertes reduciendo los cambios en la comunidad, dándole persistencia a las especies a través de la capacidad de germinación y recolonización (Houle & Phillips, 1988). El porcentaje de germinación disminuye a mayor profundidad en el suelo (Firbank, 1993), pero las semillas pueden retornar a la superficie mediante la actividad de animales o por disturbios (Yenish *et al.*, 1992; Bonis & Lepart, 1994).

La disposición espacial del banco de semillas abarca dos dimensiones: profundidad y superficie. La profundidad a la que una semilla pueda llegar en el suelo dependerá de la

estructura del mismo, de la presencia de material de acumulación y del tamaño y forma de la semilla. La reserva a mayor profundidad posee la ventaja de una menor susceptibilidad ante la acción de un disturbio, como podrían ser las altas temperaturas en el suelo durante un incendio, pero trae aparejada la dificultad en la germinación, muchas veces debida al impedimento físico del estrato superior. En superficie, los diferentes tipos de micrositos generan distintas condiciones ambientales en cuanto a la acumulación de semillas, condiciones de humedad y ataque por parte de los depredadores. Por otra parte, en estratos de acumulación como la hojarasca o mantillo puede generarse un importante acopio de semillas. Estas semillas, aunque no se integren al suelo deberían ser consideradas como parte del banco de semillas.

Durante los últimos veinte años se han incrementado los estudios de bancos de semillas al considerarlos componentes clave de la sucesión vegetal y del mantenimiento de distintos ambientes disturbados (McGee & Feller, 1993) y herramientas muy adecuadas para el manejo y la recuperación de zonas degradadas (Baker, 1989). Desde entonces, bancos de semillas de distintos tipos de hábitat (pasturas naturales e implantadas, tierras agrícolas, bosques, humedales o mallines y tundra) han sido ampliamente estudiados en asociación a diferentes tipos de disturbios.

Los incendios poseen un efecto “selectivo” que perturba de forma preferencial a los bancos de semillas transitorios que tienden a acumularse en superficie. Por lo tanto, los bancos de semillas persistentes son los principales agentes en la recuperación a corto plazo, a partir del banco de semillas que sobrevivió al fuego sumado a la llegada de semillas de especies invasoras. En general el impacto del fuego sobre los bancos de semillas, así como las estrategias de resiliencia del sistema, dependen en buena medida del régimen de perturbaciones al que ha estado expuesta la comunidad a lo largo de su historia evolutiva (Ferrandis *et al.*, 1999a y 1999b).

La falta de regeneración de especies propias de un sitio se debe, generalmente, a la limitación en la absorción de nutrientes, a la desestabilización de los sustratos (Vega & Peters, 2004), a cambios drásticos en las condiciones de humedad, a la falta de estrategias de regeneración de respuesta rápida (rebrote en comparación con una alta producción de semillas), y a la supremacía de los mecanismos de invasión de especies pioneras. Luego de incendios de bosque, la revegetación suele ser relativamente lenta e impredecible debido a las complejas interacciones entre los propágulos, los sitios y sus condiciones climáticas, quedando supeditado su inicio a la abundancia, viabilidad y suministro de semillas y a la presencia de un medio apropiado para la germinación de las mismas (Kozlowski, 2002).

La aplicación de enmiendas orgánicas puede mejorar las condiciones ambientales para la revegetación, propiciando tanto la expresión del banco de semillas como el rebrote de las especies del sitio y, además, aportando semillas incluidas en la misma enmienda. Estas últimas podrían ser especies exóticas, con la consecuente posibilidad de competencia y eventualmente reemplazo de especies nativas.

En *N. pumilio*, la regeneración está asociada tanto a perturbaciones de menor escala como a eventos catastróficos aunque en este último caso es extremadamente variable, dependiendo de las condiciones del sitio (Veblen *et al.*, 1995). La acción de incendios, avalanchas y caída masiva de árboles por viento, han originado grandes parches heteroetáneos a lo largo de toda su distribución. Bajo el dosel de estas cohortes, la regeneración es escasa o nula hasta que el rodal alcanza edades superiores a los 200 años. A menudo estas cohortes cubren amplias extensiones dando la impresión de bosques sin regeneración aparente. La regeneración del sotobosque generalmente se encuentra asociada a la recolonización de las especies preexistentes, por mecanismos de rebrote, o a la entrada de especies exóticas.

Tanto para el área de estudio como para otras áreas de bosque nativo disturbados y sin disturbar, la lenta tasa de regeneración registrada indica la importancia en la implementación de técnicas que faciliten la expresión del banco de semillas, conduciendo de esta forma a una recuperación más rápida del sistema.

Los **objetivos específicos** de este capítulo fueron estudiar en micrositios con y sin acumulación de mantillo y en el compost de biosólidos: (i) la composición, características y tipo de banco de semillas; (ii) los efectos de la aplicación de compost de biosólidos sobre la germinación de semillas en condiciones semicontroladas de laboratorio (banco potencial) y a campo mediante el registro de las especies emergidas.

4.2. Materiales y métodos.

Banco de semillas

Para evaluar el efecto de la aplicación de compost de biosólidos (CB) sobre el tamaño y la composición del banco de semillas del lengal quemado se implementó un ensayo de emergencia de plántulas en laboratorio (van der Valk & Davis, 1978; Smith & Kadlec, 1983) (Figura 4.1) con un diseño completamente aleatorizado (Sokal & Rohlf, 1981).



Fig. 4.1. Ensayo de banco de semillas en condiciones semicontroladas de laboratorio (CRUB-UNC).

Se consideraron 2 factores; tipo de micrositio y aplicación de compost. El tipo de micrositio se estudió a tres niveles: mantillo (M), suelo entre troncos sin acumulación de mantillo (SE) y suelo cerca de tronco (ST), mientras que la aplicación de compost se estudió a dos niveles: testigo sin aplicación (T) y aplicación de CB.

Se colectaron 40 muestras de cada micrositio con un cilindro de 11 cm de diámetro por 5 cm de altura, a fines de invierno (Septiembre del 2002) y a principios de verano (Diciembre de 2002). En laboratorio se aplicó CB a dosis equivalente a 2 kg de material seco m^{-2} a la mitad de las muestras antes mencionadas, las restantes se utilizaron como testigos. Las muestras se ubicaron en cajas plásticas de 10 x 15 cm, con una fina cama de arena estéril como base. La incubación se realizó en el laboratorio del Grupo de Suelos (CRUB-UNComahue), en condiciones semicontroladas, con un período de luz de 16 horas diarias, a una temperatura aproximada de 10°C por la noche y de 20°C durante el día, siendo humedecidas según requerimientos del material. Durante un período de 7 meses, con frecuencia semanal, se registró la abundancia de plántulas emergidas por especie, las que posteriormente fueron removidas; cuando la identificación de las mismas fue dudosa se trasplantaron a macetas para su posterior determinación. La disposición de las cajas se cambió

semanalmente con el fin de aleatorizar las condiciones ambientales y, mensualmente, se desagregaron las muestras a fin de evitar la compactación y reducir el impedimento físico para la germinación de semillas (Requesens *et al.*, 1997).



Fig. 4.2. Bandeja de compost de biosólidos de la planta de compostaje de San Carlos de Bariloche.

Simultáneamente, se efectuó un estudio del banco de semillas del compost de biosólidos (Figura 4.2.) para determinar el aporte de dicho material. La cantidad de compost utilizada en cada caja fue igual a la aplicada sobre los suelos y el mantillo.

No se utilizó un pretratamiento de estratificación en frío, ya que las condiciones necesarias para finalizar el período de dormancia se dieron a campo durante el invierno (Margutti *et al.*, 1996).

El tamaño del banco de semillas se determinó mediante la abundancia de plántulas emergidas y su composición a través de la riqueza de especies.

Regeneración a campo

El efecto de la aplicación de compost de biosólidos sobre la comunidad vegetal se estudió en el ensayo a campo descrito en el Cap. 3.

En Diciembre de 2002 (principios de la primera estación de crecimiento), Abril de 2003 (fin de la primera estación de crecimiento) y Abril de 2004 (fin de la segunda estación de crecimiento) se registraron la abundancia total de plántulas y cobertura (según escala de Domin-Krajina; Mueller Dombois & ElleMBERG, 1974) de las especies en subparcelas de 0,64 m² (10 parcelas para cada tipo de tratamiento) dentro de las parcelas de 1m² en las que se realizó la aplicación. En este ensayo, no fue posible discriminar la vegetación del mantillo y del suelo cercano a troncos dado que estos micrositios se encuentran superpuestos en el espacio.

Sobre el borde del área de estudio (zona con signos de influencia del incendio y existencia de árboles vivos total o parcialmente dañados por el fuego), se identificaron las especies existentes y se registró la presencia de fructificaciones.

Análisis estadístico

Para evaluar el efecto de la aplicación de compost en los ensayos de bancos de semillas y de campo se estimó abundancia, cobertura (por especie y total), riqueza, diversidad de especies (índice de Shannon-Weaver) y porcentaje de especies exóticas. Las diferencias entre factores fueron analizadas utilizando ANOVAs a dos vías (STATGRAPHICS Version 6.0). Las variables fueron transformadas cuando los supuestos del modelo no se cumplieron. Se estableció un $P < 0,05$ como nivel de rechazo. Cuando las diferencias resultaron significativas las medias se compararon utilizando el test de Tukey.

En base a los resultados de cobertura del ensayo a campo se calculó la importancia relativa de las especies exóticas con el índice (IDE):

$$\text{IDE} = \frac{\% \text{ cobertura de especies exóticas}}{\% \text{ cobertura total}} \times 100$$

Para comparar la similitud entre los distintos tratamientos tanto de los bancos de semilla como del ensayo a campo, se utilizó el índice de similitud de Czesanowski (ISC) o índice de similitud porcentual, desarrollado para datos cuantitativos y para determinar la similitud entre micrositios considerando la presencia y la representatividad (cobertura y/o abundancia) de cada especie. El valor del índice que expresa la máxima similitud es 1 y el valor mínimo 0 que indica la falta total de similitud entre muestras.

$$\text{ISC}_{(1,2)} = \frac{2 \sum \min(X_{i1}, X_{i2})}{\sum (X_{i1} + X_{i2})}$$

Donde: X_{i1} y X_{i2} son el N° de individuos o cobertura de cada especie en las parcelas 1 y 2 respectivamente y $\min(X_{i1}, X_{i2})$ corresponden al valor mínimo de las cantidades de cada especie que es común a ambas muestras. Las sumatorias comprenden desde $i = 1$ hasta N (número total de especies).

Para comparar la similitud entre las especies presentes en el banco de semillas y el ensayo a campo se utilizó el índice de similitud de Sørensen (ISS).

4.3. Resultados.

Las especies encontradas en los ensayos de banco de semillas (BS), ensayo a campo (E) y en las zonas de borde (Bo) se presentan en la Tabla 4.1

Tabla 4.1. Lista de especies vegetales según su origen, fructificación a campo, procedencia y forma de vida.

Especies	Procedencia			Forma de vida
	BS	EC	Bo	
Nativas				
<i>Acaena pinnatifida</i> *		x	x	Subarbusto
<i>Alstroemeria aurea</i>		x	x	Hierba perenne
<i>Anemone multifida</i> *			x	Hierba perenne
<i>Baccharis rhomboidalis</i> *			x	Arbusto
<i>Berberis buxifolia</i>			x	Arbusto
<i>Berberis serrato-dentata</i> *			x	Arbusto
<i>Cynanchum nummularifolium</i>			x	Hierba perenne
<i>Fragaria chiloensis</i> *			x	Hierba perenne
<i>Leucheria thermanum</i>			x	Hierba perenne
<i>Loasa bergii</i>		x	x	Hierba perenne
<i>Maytenus chubutensis</i> *		x	x	Arbusto
<i>Mutisia decurrens</i> *		x	x	Hierba perenne
<i>Mutisia spinosa</i> *			x	Hierba perenne
<i>Nothofagus pumilio</i> *		x	x	Árbol
<i>Ozmorhiza chilensis</i> *			x	Hierba perenne
<i>Phacelia secunda</i> *		x	x	Hierba perenne
<i>Plagiobothrys verrucosus</i>	x		x	Hierba anual
<i>Ribes magellanicum</i> *	x		x	Arbusto
<i>Schinus patagonica</i> *			x	Arbusto
<i>Senecio</i> sp.*		x	x	Arbusto
<i>Sisyrinchium</i> sp.*			x	Hierba perenne
<i>Solidago chilensis</i> *		x	x	Hierba perenne
<i>Stipa</i> sp.*	x	x	x	Hierba s/d
<i>Valeriana carnosa</i> *			x	Hierba perenne
<i>Vicia nigricans</i> *	x	x	x	Hierba perenne
Exóticas				
<i>Brassica</i> sp.		x		Hierba perenne
<i>Bromus</i> spp.*	x	x	x	Hierba s/d
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	x			Hierba anual o bienal
<i>Carduus nutans</i> *	x	x	x	Hierba anual o bienal
<i>Chenopodium album</i> *	x	x	x	Hierba anual
<i>Cirsium vulgare</i>	x	x	x	Hierba bianual o bienal
<i>Conyza</i> sp.	x			Hierba s/d
<i>Epilobium paniculatum</i> *	x	x	x	Hierba anual
<i>Holcus lanatus</i> *	x	x	x	Hierba perenne
<i>Hordeum comosum</i>		x	x	Hierba perenne
<i>Hypochaeris radicata</i> *	x		x	Hierba perenne
<i>Lactuca serriola</i> *		x	x	Hierba anual
<i>Leucanthemum vulgare</i>		x		Hierba perenne
<i>Matricaria</i> sp.	x	x		Hierba anual
<i>Plantago lanceolata</i>	x			Hierba perenne
<i>Picris</i> sp.	x			Hierba s/d
<i>Taraxacum officinale</i>	x	x		Hierba perenne
<i>Verbascum thapsus</i> *	x	x	x	Hierba bianual

*: Especies con registro de fructificación. BS: banco de semillas; EC: ensayo a campo; Bo: borde.

Se registraron 43 especies en total, la mayoría correspondió a la forma de vida herbácea (34 especies), ocho a formas arbustivas y solo una a arbórea (*Nothofagus pumilio*). Del total de especies, 42% se registró en el ensayo de banco de semillas (BS), 56% en el ensayo a campo (EC) y 81 % en el borde (Bo). La mayoría de estas especies, independientemente de su origen, corresponden a formas hemicriptófitas, con posibilidad de rebrote, exceptuando las formas arbustivas y arbóreas (Brion com. pers.).

Banco de semillas

Lengal quemado

El tamaño del banco de semillas del lengal quemado fue a fines de invierno (Tabla 4.2) de 726 plántulas m⁻², asociado a los micrositos de suelo entre troncos (41 %) y mantillo (40 %). El de principios de verano fue menor, con 200 plántulas m⁻² concentradas principalmente en el mantillo (74%). Se determinaron un total de 18 taxas, con marcado predominio de herbáceas (89%) y exóticas (72%). *Bromus* sp., *Carduus nutans*, *Epilobium paniculatum*, *Stipa* sp., *Taraxacum officinale* y *Verbascum thapsus*, se presentaron tanto en el banco de fines de invierno como en el de principios de verano y resultaron principalmente asociadas al mantillo (Figura 4.3.) Las especies mas abundantes en ambos bancos fueron en orden decreciente de abundancia: *E. paniculatum*, *Stipa* sp., *C. nutans*, *T. officinale* y *V. thapsus*. La composición (riqueza) del banco de semillas de los diferentes micrositos fue muy similar a fines del invierno encontrándose el ISC en el rango de 0,46 a 0,51 mientras que a principios del verano el mantillo se diferenció marcadamente de los suelos (ISC_{M vs SE}: 0,00 y ISC_{M vs ST}: 0,12).

Capsella bursa-pastoris, *Conyza* sp. y *Plantago lanceolata*, todas ellas especies exóticas, estuvieron presentes en el banco de semillas pero no fueron registradas ni en el ensayo a campo ni en el borde del área de estudio (Figura 4.4).

Efecto de la intervención

En base al registro de las plántulas incorporadas por el compost de biosólidos (Tabla 4.2.) se estimó que aporta 134 plántulas kg⁻¹ de material seco (268 plántulas m⁻²) a fines del invierno, y 5 plántulas kg⁻¹ de material seco (11 plántulas m⁻²) a principios del verano. Se registraron 8 especies (2 nativas y 6 exóticas), de las cuáles sólo *Chenopodium album* (Figura 4.3.) se presentó en ambas épocas.

Tabla 4.2. Número de plántulas germinadas por tratamiento de las diferentes especies vegetales en los bancos de semillas de fines de invierno y principios de verano.

Especies	Fines de invierno (Nº de plántulas m ⁻²)							Principios de verano (Nº de plántulas m ⁻²)						
	CB	SE-T	SE-CB	ST-T	ST-CB	M-T	M-CB	CB	SE-T	SE-CB	ST-T	ST-CB	M-T	M-CB
Nativas														
<i>Conyza</i> sp.						5								
<i>Plagiobothrys verrucosus</i>	11		11		11		16							
<i>Ribes magellanicum</i>				5	5	5								
<i>Stipa</i> sp.	168	21	53		53	95	121			11			37	132
<i>Vicia nigricans</i>							5							
Exóticas														
<i>Bromus</i> spp.	16	26	5	5		21	26						11	21
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	11		16		5									
<i>Carduus nutans</i>		37	11	37	74	16	37				11	11	21	116
<i>Chenopodium album</i>	16		47		32		21	11		11		5		21
<i>Cirsium vulgare</i>		11			11									
<i>Epilobium paniculatum</i>		37	68	53	116	84	100			5			42	32
<i>Hipochaeris radicata</i>							5							
<i>Holcus lanatus</i>			16		5	11	68							
<i>Matricaria</i> sp.	16		11				16							
<i>Plantago lanceolata</i>	11		5		16		11							
<i>Picris</i> sp.			16											
<i>Taraxacum officinale</i>		42	21	21		42	53						37	37
<i>Verbascum thapsus</i>	5	126		11	5				16	11	11	5		
Dicotiledóneas s/d*	16		5	5		11	16		11		5			
Gramineas s/d*					11							26		
Abundancia	268	300	284	137	342	289	495	11	26	37	26	47	147	358
Riqueza	8	7	12	6	11	8	12	1	1	4	2	3	5	6
Diversidad (H':Shannon-Weaver)	1,24	1,67	2,14	1,46	1,82	1,62	2,05	0	0	1,35	0,73	0,82	1,52	1,51

* Especies consideradas en el cálculo de abundancia pero no en cálculo de riqueza y diversidad. CB: compost de biosólidos. -CB: micrositio con aplicación de compost de biosólidos. T = micrositio testig

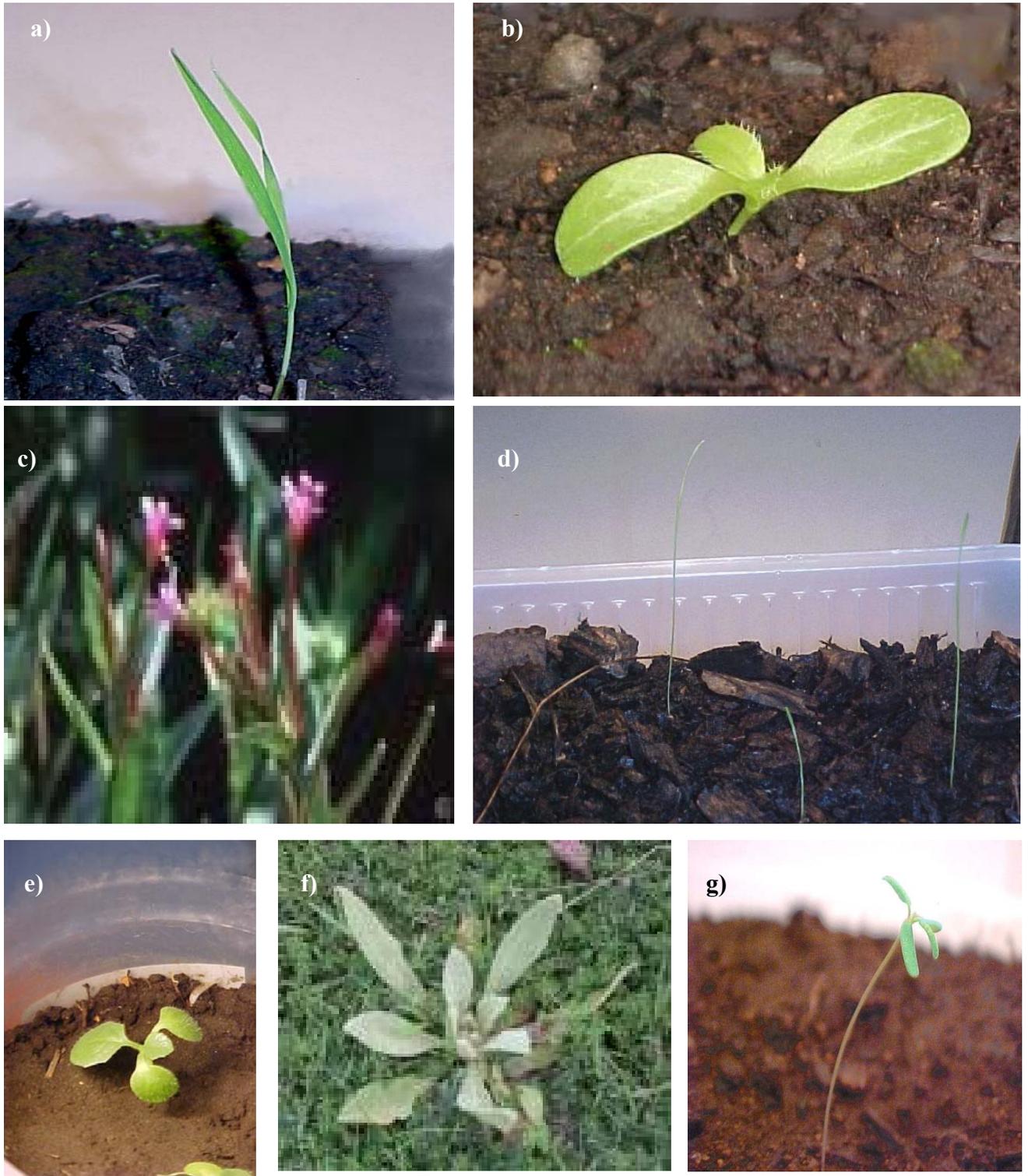


Fig. 4.3. Especies presentes en los bancos de semillas de fines de invierno y principios de verano. a) *Bromus* sp., b) *Carduus nutans*, c) *Epilobium paniculatum*, d) *Stipa* sp., e) *Tharaxacum officinale*, f) *Verbascum thapsus*, g) *Chenopodium album*.

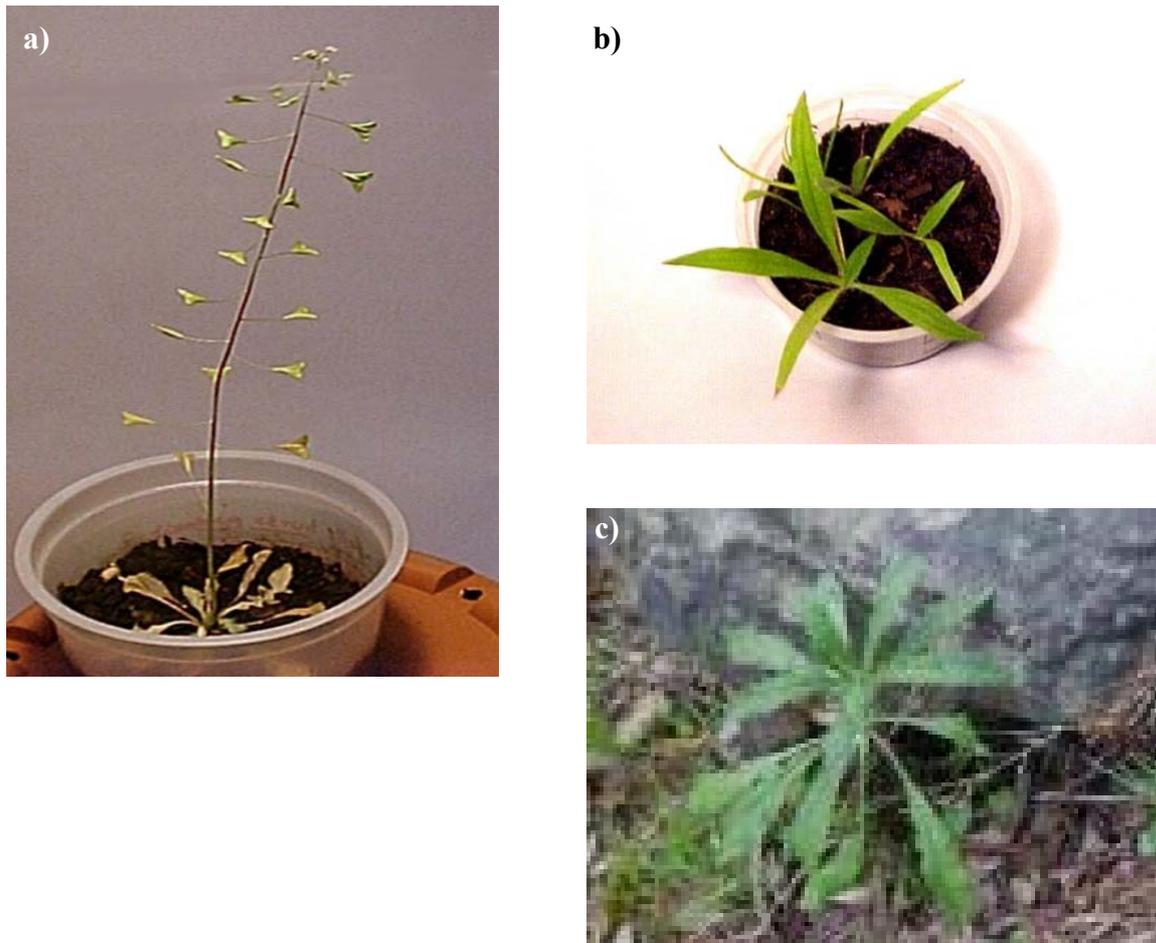


Fig. 4.4. Especies presentes en banco de semillas que no fueron registradas ni en zonas de borde ni en el ensayo campo. a) *Capsella bursa-pastoris*, b) *Plantago lanceolata*, c) *Conyza* sp.

La similitud en la composición de especies entre las muestras con y sin agregado de compost fue menor en el suelo, tanto para SE ($ISC_{SE-T \text{ vs } SE-CB} = 0,32 - 0,33$) como para ST ($ISC_{ST-T \text{ vs } ST-CB} = 0,42 - 0,43$), que en M ($ISC_{M-T \text{ vs } M-CB} = 0,54 - 0,71$).

Los análisis estadísticos de los resultados de los ensayos de banco de semillas para todas las variables en ambas épocas (Tabla 4.3., Anexo Tabla 4.3.) indicaron ausencia de interacción ($P > 0,05$) entre micrositos y aplicación de compost. El efecto del micrositio fue significativo en el banco de principios de verano, donde el tamaño, composición y diversidad fue mayor en el mantillo. La aplicación de compost aumentó el tamaño del banco de fines de invierno y la composición de ambos bancos.

El banco de semillas del mantillo de principios de verano, si bien no presenta incrementos significativos como resultado de la aplicación, triplica su abundancia (358 plántulas m^{-2} en M-CB vs. 37 y 47 en SE-CB y ST-CB respectivamente) estos valores

se deben principalmente al aporte de *Stipa* sp y *C. nutans*, las cuales no se registraron en el compost.

Tabla 4.3. Probabilidades de los ANOVAs de tamaño (abundancia), composición (riqueza) y diversidad de los bancos de semillas de fines de invierno y principios de verano (CB = aplicación de compost, T = testigo, M = mantillo, SE = suelo entre troncos y ST = suelo cercano a troncos).

	Fines de invierno		Principios de verano	
	Micrositios	Aplicación de compost	Micrositios	Aplicación de compost
Abundancia (N° plántulas)	<i>P</i> = 0,1559	<i>P</i> = 0,0468 CB > T	<i>P</i> = 0,0004 M > SE, ST	<i>P</i> = 0,1180
Riqueza (N° sp.)	<i>P</i> = 0,0629	<i>P</i> = 0,0000 CB > T	<i>P</i> = 0,0000 M > SE, ST	<i>P</i> = 0,0367 CB > T
Diversidad (H')	<i>P</i> = 0,8364	<i>P</i> = 0,0713	<i>P</i> = 0,0015 M > SE, ST	<i>P</i> = 0,2194

En base a los registros semanales no se observó ningún cambio en la velocidad de germinación como respuesta a la aplicación de compost, pero sí una tendencia general, no significativa ($P > 0,05$), al incremento en la germinación total de *C. nutans* (100 %) y de *E. paniculatum* (50 %), ambas exóticas.

Ensayo a campo

Lengal quemado

La vegetación propia del bosque de lenga quemado (Tabla 4.4.) presentó un total de 17 especies, de las cuales casi la mitad fueron exóticas. Se registraron 13 especies herbáceas, 3 arbustivas y 1 arbórea. La cobertura total varió entre 47 y 65 % con dominancia de las especies exóticas (IRE: 62 a 97), en todos los casos las herbáceas dominaron y las arbustivas y arbóreas no superaron el 0,2 %. Las especies dominantes fueron, en orden decreciente: *E. paniculatum*, *C. nutans*, *Bromus* sp., *Hordeum comosum*, *Vicia nigricans* y *Cirsium vulgare*.

La cobertura de las especies dominantes durante el primer año de muestreo, en la mayoría de los casos, se vio afectada por la intervención de labranza independientemente de si ésta era acompañada de la aplicación de compost, recuperando valores similares a los de las parcelas testigo en el segundo año de muestreo (Tabla 4.5, Anexo Tabla 4.5.).

De las especies presentes en el ensayo a campo, un 44% son comunes con los bordes y un 30% con el bosques sin quemar (Diehl, com. pers.). Once de las especies presentes fueron relevadas en los ensayos de banco de semillas (ISS_{BS-E}: 0,56).

No existieron diferencias significativas en la riqueza de especies y en la cobertura de la vegetación entre los micrositos con y sin acumulación de mantillo y la similitud fue alta en todas las fechas de muestreo (ISC_{ST-SE}: 0,64-0,69). Sólo durante la primera estación de crecimiento la abundancia de plántulas fue mayor en los micrositos entre troncos aunque las proporciones se mantuvieron el segundo año (Tabla 4.5., Anexo Tabla 4.5.).

Efecto de la intervención

La presencia de *Ch. album*, *Leucanthemum vulgare* y *Matricaria* sp. estuvo asociada a la aplicación de compost de biosólidos, registrándose solo durante la primera estación de crecimiento, mientras que *Maytenus chubutensis*, *Phacelia secunda*, *Stipa* sp., *Holcus lanatus* y *Taraxacum officinale* estuvieron presentes solo en los tratamientos con labranza, independientemente de la aplicación o no de compost (Tabla 4.4).

La similitud en la composición de especies entre los tratamientos con y sin intervención se incremento con el tiempo (ISC < 0,46 en la primera estación de crecimiento y > 0,60 en la segunda) independientemente del tipo de intervención.

Los resultados de los análisis estadísticos del ensayo a campo (Tabla 4.5., Anexo Tabla 4.5.) no mostraron una interacción significativa entre los micrositos y las intervenciones ($P > 0,1900$) para ninguna de las variables ni épocas consideradas. Durante la primera estación de crecimiento, posterior a la intervención, disminuyó marcadamente la abundancia total de plántulas (entre 70 y 88 %) y la cobertura total (entre 64 y 86 %), y no se registraron cambios en los valores de riqueza y diversidad de especies de L y LC en relación a las parcelas testigo.

Para la segunda estación de crecimiento no se registraron diferencias significativas en ninguna de las variables consideradas, sin embargo la abundancia de plántulas mostró una tendencia a aumentar tanto con labranza como con aplicación de compost (20 y 30 % en suelos sin mantillo y 50 a 130 % en suelos con mantillo). En los micrositos con acumulación de mantillo y labranza se registró una tendencia a la disminución del índice de importancia relativa de las exóticas como consecuencia de un aumento en la riqueza y cobertura de algunas especies nativas.

Tabla 4.4. Cobertura según escala de Domin-Krajina (levemente modificada) de las especies registradas en los diferentes tratamientos del ensayo a campo en el principio (p) y fin (f) de la primera estación de crecimiento (1^{ra}e) y fin (f) de la segunda estación de crecimiento (2^{da}e).

Tratamiento Estación de Crecimiento (principios/ fines)	SE-T			SE-L			SE-LC			ST-T			ST-L			ST-LC		
	1 ^{ra} e	2 ^{da} e		1 ^{ra} e	2 ^{da} e		1 ^{ra} e	2 ^{da} e		1 ^{ra} e	2 ^{da} e		1 ^{ra} e	2 ^{da} e	F	1 ^{ra} e	2 ^{da} e	
	p	f	f	p	f	f	p	f	f	p	f	f	p	f	F	p	f	f
Especies Nativas																		
<i>Acaena pinnatifida</i>	1																	
<i>Alstroemeria aurea</i>	2						2			2	2	1	3	4	3	1		
<i>Brassica</i> sp.			2															
<i>Loasa bergii</i>										1								
<i>Mutisia decurrens</i>	2	3		2	2		2	2	2				2	4				
<i>Maytenus chubutensis</i>															2			2
<i>Nothofagus pumilio</i>										1								
<i>Phacelia secunda</i>															1			
<i>Ribes magellanicum</i>	1																	
<i>Senecio</i> sp.				1	1		1	1	2	1	2	2	2		2			2
<i>Solidago chilensis</i>												1	2	2	2			
<i>Stipa</i> sp.							2	2	2				2	2	2			
<i>Vicia nigricans</i>			2	2	2	5			3	3	4	5	2	3	4	2	3	4
Especies Exóticas																		
<i>Bromus</i> spp.	3	3	4	3	3	3	3	3	3	3	3	4	2	2	3	2	2	3
<i>Carduus nutans</i>	4	5	5	3	3	5	2	3	3	5	5	5	3	3	4	3	3	4
<i>Chenopodium album</i>							2	2								2	2	
<i>Cirsium vulgare</i>	2	2	3	1	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	3	2	2	3
<i>Epilobium paniculatum</i>	7	7	5	4	4	6	4	5	7	5	5	4	2	2	4	3	3	5
<i>Holcus lanatus</i>				1		1	2	3					2			2	2	
<i>Hordeum comosum</i>	2	3	4	2	3	3	2	2	4	3	3	3	2	3	3	2	2	3
<i>Lactuca serriola</i>		1	2				1	1	2		2	2		3			3	2
<i>Leucantemum vulgare</i>																	1	
<i>Matricaria</i> sp.																	1	
<i>Taraxacum officinale</i>																	1	
<i>Verbascum thapsus</i>	2	2	2	2	1	2			1	3	2		2	2	2	2	1	2
Especies sin determinar	2												1					

1) < al 0,1% de cobertura; 2) entre 0,1 y 1% de cobertura; 3) entre 1 y 5%; 4) entre 5 y 10% de cobertura; 5) entre 10 y 25% de cobertura; 6) entre 25 y 33% de cobertura; 7) entre 33 y 50% de cobertura.

Tabla 4.5. Comparación de la riqueza total de especies, riqueza de especies exóticas, abundancia de plántulas (Ab.), cobertura total, índice de importancia de exóticas (IDE) y diversidad (H') entre los distintos tratamientos y probabilidades de los ANOVA a dos vías para principio y fin de la primera estación de crecimiento y fin de la segunda.

Tratamiento	Primera estación de crecimiento												Segunda estación de crecimiento					
	Principio						Fin						Fin					
	R total (N°.)	R exóticas (N°.)	Ab. (N° m ⁻²)	Cob. total (%)	IDE (%)	H'	R total (N°.)	R exóticas (N°.)	Ab. (N° m ⁻²)	Cob. total (%)	IDE (%)	H'	R total (N°.)	R exóticas (N°.)	Ab. (N° m ⁻²)	Cob. total (%)	IDE (%)	H'
SE																		
T	10	6	227	51	97	0,9	8	7	248	65	96	0,9	9	8	85	53	85	1,5
L	10	7	40	11	91	1,1	9	6	45	17	83	1,5	8	7	102	60	79	1,3
LC	12	8	71	9	94	1,6	11	8	57	23	96	1,4	11	7	110	53	82	1,2
ST																		
T	10	6	144	49	83	1,5	11	7	122	47	78	1,5	10	6	43	47	62	1,7
L	11	7	17	9	45	1,5	12	7	22	17	49	2	15	7	64	44	43	2,1
LC	12	10	44	7	89	1,4	10	9	30	11	76	1,9	10	7	101	46	80	1,6
Efectos principales ANOVA																		
<i>P Micrositio</i>	-	-	0,0164 SE>ST	0,6932	-	-	-	-	0,0051 SE>ST	0,0843	-	-	-	-	0,0862	0,1844	-	-
<i>P Intervención</i>	-	-	0,0001 T>L,LC	0,0001 T>L,LC	-	-	-	-	0,0001 T>L,LC	0,0001 T>L,LC	-	-	-	-	0,1469	0,9584	-	-
<i>P Interacción</i>	-	-	0,3098	0,9983	-	-	-	-	0,0689	0,4419	-	-	-	-	0,6939	0,8336	-	-

R = riqueza, Ab = abundancia, IDE = importancia de exóticas, H' = índice de diversidad de Shannon-Weaver.

4.4. Discusión.

El lengal quemado presentó, luego de 7-8 años del incendio, una clara dominancia en cobertura de especies herbáceas exóticas, que propiciarían la protección del suelo contra la erosión, el aporte de materia orgánica y mecanismos físicos para la retención de semillas (Figueroa & Jaksic, 2004). Estas especies, que son principalmente heliófilas, anemófilas y tienen, muchas de ellas, estrategia de banco permanente, no parecen representar una competencia importante para las nativas ya que no cubren totalmente el suelo, dejando zonas descubiertas con posibilidad a ser colonizadas, y permiten el acceso al recurso lumínico. Sin embargo, no se pueden descartar otros efectos negativos como alelopatía y competencia por nutrientes (Lambers *et al.*, 1998; Call, 2002). Las especies más importantes, independientemente del tipo de micrositio, fueron *E. paniculatum* y *C. nutans*, ambas con altas tasas de producción y dispersión de semillas (Figueroa, 2004a) y una estrategia de banco permanente. En el caso particular de *C. nutans* además existe una falta de latencia para la germinación y producción de sustancias alelopáticas (Figueroa & Jaksic, 2004).

La invasión de especies exóticas en una determinada comunidad está relacionada con la interacción de tres factores: (i) disponibilidad de propágulos de éstas en el sitio, (ii) posibilidad de invasión desde las comunidades próximas (régimen de disturbios, características bióticas y abióticas, etc.) y (iii) atributos de las exóticas (tolerancia a condiciones climáticas adversas, requerimientos nutricionales, etc.) (Hobbs & Huenneke, 1992; Hughes *et al.*, 1994; Jesson *et al.*, 2000; Figueroa *et al.*, 2004). En el presente estudio la posibilidad de invasión y los atributos de las especies exóticas (incluida la abundancia de las mismas en el banco de semillas) parecerían ser los factores que cumplen el rol de mayor importancia en el proceso de regeneración. Cabe destacar que ninguna de las especies exóticas registradas ha sido introducida intencionalmente por el hombre en la zona de estudio. Las especies nativas de estos bosques, tienen alta capacidad de rebrote (Gómez & Gallopín 1982; Brion *et al.*, 1988, Gobbi 1994; Grigera *et al.*, 1996) que resulta una estrategia apropiada de recuperación cuando el fuego no elimina las yemas de rebrote. Cuando el incendio es de alta intensidad (como el ocurrido en el presente área de estudio), el rebrote es un mecanismo de recolonización menos eficiente en comparación a una alta producción y dispersión de semillas o una estrategia de banco permanente.

La aplicación de compost de biosólidos incorporó semillas viables, favoreció el aumento del número de plántulas (a fines de invierno) e incrementó el número de especies (fines de invierno y principios de verano) en el ensayo de banco de semillas, principalmente por el aporte de las especies exóticas. Cabe destacar que este efecto no fue generalizable a todos los microsítios siendo exclusivo de ST y M a fines de invierno. La pobreza de este banco y no las condiciones de fertilidad del suelo (Ver Cap. 3). constituirían la principal limitante en la regeneración post incendio de los bosques de lenga. El aumento de la abundancia de plántulas como consecuencia de la aplicación de compost, tanto en el ensayo de banco de semillas (fines de invierno) como para el ensayo a campo (segunda estación de crecimiento, sin significancia a nivel estadístico) no influyó en gran medida en el proceso de recuperación de la comunidad vegetal y fue una respuesta a las intervenciones realizadas en ambos ensayos.

El conjunto de mantillo más suelo constituye, respecto a los microsítios ubicados en zonas sin acumulación, un sistema con: i) tendencia a mayor cantidad de materia orgánica y nutrientes, ii) un importante banco de semillas transitorio y iii) el mayor reservorio de semillas del banco permanente (mecanismo de trampa de semillas). Sin embargo, estas características no se correspondieron con una mayor abundancia de plántulas a campo debido, probablemente, a fenómenos de inhibición química de la germinación, y/o predación de semillas y de plántulas (Facelli & Pickett, 1991; Vásquez-Yanes & Orozco-Segovia, 1992) y a la asociación de *E. paniculatum*, *C. nutans* y *M. decurrens* a los microsítios sin acumulación de mantillo, donde se encuentran el 65, 60 y 85 % de las plántulas.

Vicia nigricans resultó la única especie asociada casi exclusivamente (98%) a los microsítios con mantillo, probablemente como consecuencia del mayor tamaño de sus semillas y de los mayores requerimientos de P para la germinación, propio de las leguminosas (Lambers *et al.*, 1998;).

La incorporación de semillas al compost, depende marcadamente de la época del año, de los ciclos de fructificación y de la tasa de producción de éstas por parte de las plantas adultas cercanas a los sitios de acopio de material en etapa de maduración. El banco de semillas permanente del compost es escaso y poco perdurable (marcada reducción del banco a principios de verano), considerándose por lo tanto, que el aporte de especies exóticas que dicho material pueda generar en un sistema con signos de disturbio, no sea un problema a futuro. La menor riqueza de especies en el compost de

biosólidos de principios de verano, hace pensar que utilizar un material procedente de esta época del año reduciría la posibilidad de competencia con las especies nativas debido a la menor introducción de especies exóticas.

Son varios los estudios en donde se registran aumentos de cobertura, riqueza de especies y biomasa vegetal ante la aplicación de compost (Cuevas *et al.*, 2000; Guerrero *et al.*, 2001; Meyer *et al.*, 2004) Algunos de estos autores correlacionan estos aumentos con las concentraciones de C y N. Si bien en el presente estudio se observa la misma tendencia a nivel químico, no se registran aumentos de la abundancia ni de cobertura de las especies vegetales. En el ensayo a campo, la intervención de labranza generó, en suelos cercanos a troncos (ST), para todas las fechas de relevamiento, una disminución de la importancia relativa de las especies exóticas. Esto fue debido al aporte de especies nativas que aparecieron en zonas de suelo sin acumulación de mantillo con posterioridad a la labranza.

Para Guerrero *et al.* (2001) la aplicación de una enmienda orgánica, inmediatamente luego del incendio, no sólo puede proteger el suelo contra la erosión sino también prepararlo para la subsiguiente reforestación. En el presente estudio, a 7-8 años de ocurrido el incendio, la aplicación de compost de biosólidos, si bien mejoró las condiciones fisicoquímicas, químicas y biológicas de los suelos, no propició una mayor recuperación de la vegetación. Probablemente esto se asocie a que las bajas dosis de compost aplicadas y las altas temperaturas del suelo en verano no permitieron que se retenga humedad en dicho material y, por lo tanto, no se favorezca ni la germinación de semillas ni el desarrollo de la vegetación.

Ante la posibilidad de deterioro aún mayor en las condiciones de fertilidad post-incendio, debido a la baja tasa de regeneración de las especies nativas, la entrada de especies exóticas que favorezcan la protección del suelo, eviten la erosión e incrementen la posibilidad de recirculación de nutrientes y reclutamiento de propágulos deberían ser evaluada para cada caso en particular, sobre todo si dichas especies no colonizan bosques sin disturbar aunque se encuentren muy próximas a estos. Si las especies exóticas no alteran la posibilidad de colonización por parte de las especies nativas podrían entonces ser consideradas como herramientas en la recuperación de ambientes degradados.

Conclusiones.

A continuación se describen las principales conclusiones en base a las hipótesis planteadas.

(i) “Los micrositios con acumulación de materia orgánica tendrán mejores condiciones de fertilidad de suelo y bancos de semillas de mayor riqueza, abundancia y diversidad; por lo tanto la regeneración a campo será mayor”

En un sistema con pendiente pronunciada, precipitaciones altas y concentradas en pocos meses, baja cobertura de especies perennes y bajos niveles de rebrote, la acumulación de mantillo sobre el suelo resultó asociada, casi exclusivamente, a las proximidades de los árboles muertos en pie o caídos por efecto directo o indirecto del incendio. El efecto de los troncos como barrera física, que minimiza las pérdidas de materia orgánica y consecuentemente la colmatación de los pequeños cursos de agua de la zona, se incrementó con el tiempo debido a la mayor superficie de contención que representan los árboles caídos respecto a los árboles en pie. La incorporación de materia orgánica proveniente del mantillo mejoró las condiciones de fertilidad del suelo representando solo una tendencia para la mayoría de las variables estudiadas. El mantillo constituyó el micrositio más importante como reservorio del banco de semillas persistente, pero no propició una mayor diversidad de especies ni favoreció la regeneración a campo. *Vicia nigricans* resultó la única especie asociada a micrositios con mantillo.

Los micrositios conformados por suelo más mantillo podrían considerarse como “islas de fertilidad” naturales. La baja regeneración encontrada luego de 7-8 años del incendio dependería más de la alta intensidad del fuego que limitó la capacidad de rebrote de las especies y de la pobreza del banco de semillas que de las condiciones de fertilidad de los suelos.

(ii) “La aplicación de compost contribuye a la recuperación de suelos quemados, incrementando la cantidad de materia orgánica y nutrientes, la retención de humedad, la expresión potencial del banco de semillas y la regeneración a campo, principalmente en los espacios entre troncos”

El compost de biosólidos presentó una mayor concentración de nutrientes (N, K, Mg, P Total y P Olsen) que el mantillo del bosque quemado. Su aplicación no afectó la humedad del suelo pero generó incrementos de P Olsen (disponible) en los micrositios con acumulación de mantillo y de C, K, N-BM y una tendencia al aumento del N total en micrositios con y sin acumulación. Mostró, además, un banco de semillas importante y transitorio, conformado por hierbas, principalmente de origen exótico; sin embargo, pocas de estas especies germinaron a campo y cuando lo hicieron no sobrevivieron a la segunda estación de crecimiento. La labranza, con o sin aplicación de compost, generó durante la primera estación de crecimiento reducciones en la abundancia y cobertura de las especies. La aplicación del compost, independientemente del micrositio considerado, no constituyó una herramienta que favorezca la recolonización de especies nativas ni la cobertura vegetal en bosques de lenga quemados a corto plazo.

Conclusiones adicionales.

El lengal quemado, a 7-8 años del incendio, es un sistema cuya cobertura vegetal está constituida, casi exclusivamente, por especies herbáceas exóticas. Estas especies, que constituyen una importante protección contra la erosión y aportan materia orgánica de fácil descomposición y nutrientes, también podrían significar un inhibidor del establecimiento o sobrevivencia de las especies nativas. Estas últimas, que dominan en las zonas de borde, presentaron una alta capacidad de rebrote y fructificación abundante; sin embargo, estas características no han sido suficientes para generar un banco de semillas ni para recolonizar la zona quemada. Esto indicaría limitaciones en la dispersión de sus semillas y probablemente no mecanismos de inhibición por parte de las exóticas. Un ejemplo clave es la ausencia de *N. pumilio* en el banco de semillas y su bajísima abundancia a campo, a pesar de la proximidad del bosque remanente, a la producción y dispersión de semillas de esta especie, el tiempo transcurrido desde el incendio y su

capacidad de regeneración asociada a claros. En síntesis, los bosques de Lengua presenta una baja resiliencia con posterioridad a los incendios, mientras que las especies exóticas, al tener mecanismos más efectivos que las nativas para colonizar y permanecer en ambientes altamente disturbados, podrían representar el único recurso para evitar un mayor deterioro del sistema. En condiciones de bosque sin disturbar, las exóticas sólo quedan limitadas a zonas cercanas a caminos (corredores de dispersión de sus semillas) sin ingresar al bosque, existiendo diversas teorías al respecto.

La recuperación del lengal quemado, que posee alta abundancia de especies “no deseadas” y recolonización lenta por parte de las especies nativas, podría incrementarse mediante la revegetación con plantines de arbustivas y/o arbóreas nativas y la aplicación de compost en microsítios con acumulación de hojarasca (debido a la mayor cantidad de semillas en estos microsítios). Para reducir el riesgo de introducción de especies exóticas con dicho material se recomienda la utilización de compost de biosólidos con el menor tiempo de acopio al aire libre y almacenado a fines de primavera.

El estudio de los efectos de la aplicación de compost de biosólidos a largo plazo permitirá establecer si predomina el proceso de incorporación de materia orgánica y nutrientes al suelo, o la pérdida de los mismos por lixiviación y arrastre considerando las altas precipitaciones (hídricas y níveas), pendiente, erosión eólica y la falta de recuperación de cobertura vegetal. En este contexto, deberían considerarse experiencias que tiendan a disminuir esta pérdida, como por ejemplo incorporación a mayor profundidad, aplicación en superficie y fraccionada en el tiempo, aumentos de las dosis, utilización de diferentes enmiendas, etc.

Bibliografía.

Agassi, M., Hadas, A., Beyamini, Y & Levy, G.J. 1998. Mulching effects of composted MSW on water percolation and compost degradation rate. *Compost Science and Utilization*. 6 (34): 34-41.

Alauzis, M.V. 1999. Cambios en la fertilidad química, físico-química y biológica del suelo en parches incendiados de un bosque de *Nothofagus pumilio*. Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas. CRUB - Universidad Nacional del Comahue. 85 pp.

Alauzis, M.V., Mazzarino, M.J., Raffaele, E. & Roselli, L. 2004. Wildfires in NW Patagonia: long-term effects on a *Nothofagus* forest soil. *Forest Ecology and Management*. 192, 131-142.

Alexander, J.M. & D'Antonio, C.M. 2003. Seed Bank Dynamics of French Broom in Coastal California Grasslands: Effects of stand age and prescribed burning on control and restoration. *Restoration Ecology*. 11 (2) 185 pp.

Alvarez, R., Alconada, M. & Lavado, R.S. 1999. Sewage sludge effects on carbon dioxide-carbon production from a desurfaced soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 30: 1861-1866 pp.

Amezaga, I. & Onaindia, M. 1997. The effect of evergreen and deciduous coniferous plantations on the field layer and seed bank of native woodlands. *Ecography* 20: 308-318.

Archibold, O.W. 1989. Seed banks and vegetation processes in coniferous forests. En: Leck, M.A., Parker, V.T & Simpson, R.L. (Eds.). *Ecology of Seed Banks*. Academic Press, Inc. 102-122 pp.

Baider, C., M. Tabarelli & Mantovani, W. 2001. The soil seed bank during Atlantic forest regeneration in southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biología*. 13pp.

Baker, H.G. 1989. Some aspects of the natural history of the seed banks. En: Leck, M.A., V.T. Parker & Simpson, R.L. (Eds). *Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press, Inc. 9-21 pp.

Bauhus, J. & Meiwes, K.J. 1994. Potential use of plant residue waste in forests of southern Germany. *Forest Ecology and Management* 66: 87-106.

Bava, J. 1999a. Establecimiento y desarrollo de la regeneración natural de Lenga. Ficha Técnica. CIEFAP. *Patagonia Forestal*. Año V N° 2. 7-10 pp.

Bava, J. 1999b. Los bosques de lenga en el sector argentino de Tierra del Fuego. Ficha técnica. CIEFAP. *Patagonia Forestal*. Año VI N° 6 Pág. 5-8.

Bava, J. 2000. La Dinámica Natural del Bosque de Lenga (II) Ficha Técnica. CIEFAP. *Patagonia Forestal*. Año VII N° 1. Pág. 7-10.

Barrera, M.D., Frangi, J.L. & Richter, L.L. 2004. Retorno, decomposición foliar y liberación neta de nutrientes en bosques maduros de *Nothofagus* spp. de Tierra del Fuego, Argentina. II Reunión Binacional de Ecología. XXI Reunión de la Sociedad de Ecología de Chile, XXI Reunión Argentina de Ecología. Mendoza, Argentina.

Binkley, D. 1986. Nitrogen losses increase with fire intensity. En: "Forest Nutrition Management". A Wiley-Interscience Publication, John Wiley & Sons, New York, USA. 172-176.

Bond, W.J. 2001. Fires, ecological effects of. In: *Encyclopedia of Biodiversity*. 745-753. Academic Press.

Borken, W., Muhs, A. & Beese, F. 2002. Application of compost in spruce forests: effects on soil respiration, basal respiration and microbial biomass. *Forest Ecology and Management* 159, 49-58.

Bonis, A. & J, Lepart. 1994. Vertical structure of seed banks and the impact of depth of burial on recruitment in two temporary marshes. *Vegetatio* 112:127:139.

Bravo, O., Busso, C., Lencinas, M.V. & Martinez Pastur, G. 2002. Caracterización de suelos en bosques de *Nothofagus* y sus ambientes asociados en Tierra del Fuego. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Suelo, Medio Ambiente y Sociedad. Puerto Madryn.

Brion, C., Grigera, D., Puntieri, J. & Rapoport, E. 1988. Plantas exóticas en bosques de *Nothofagus*. Comparaciones preliminares entre el Norte de la Patagonia y Tierra del Fuego. Monografías de la Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, ° 4. Simposio sobre *Nothofagus*.

Chambers, J.C. 1993. Seed and vegetation dynamics in an alpine herb field: effects of disturbance type. *Canadian Journal of Botany* 71:471-48.

Chang, E.R., Jefreies, R.L. & Carleton, T.J. 2001. Relationship between vegetation and soil seed banks in an arctic coastal marsh. *Journal of Ecology* 89: 367-384.

Chevez, J.C. & Haene, E.H. 1994. Plantas en peligro de extinción de la Argentina. En: Los que se van. Chevez J.C. (Ed.). Ed. Albatros, 604p.

Colmet-Dagge, F.M., Lanciotti, L. & Marcolin, A.A. 1995. Importancia forestal de los suelos volcánicos de la Patagonia norte y central. INTA. Centro Regional Patagonia Norte, EEA Bariloche, 27 pp.

Correa, M. 1984. Flora Patagónica. INTA. Argentina.

Correa, M. 1998. Flora Patagónica, Parte I. Colección Científica, INTA, Buenos Aires.

Cuevas, G.; Blázquez, R.; Martínez, F. & I. Walter. 2000. Composted MSW effects on soil properties and native vegetation in a degraded semiarid shrubland. *Compost Science and Utilization* 8:303-309.

Del Valle, H.F. 1998. Patagonian Soils: a regional synthesis. En: Oesterheld, M., Aguiar, M.R. & J.M. Paruelo. (Eds.) *Ecología Austral*. Patagonian Ecosystems, Special Number 8, 103-123 pp.

Delegación Técnica Regional de Parques Nacionales.1996. Incendio Forestal Valle del Challhuaco. Reserva Nacional Nahuel Huapi. Informe de consecuencias ecológicas. Delegación Técnica Regional Patagonia, Bariloche.

Dezzotti, A., Sbrancia, R., Rodríguez Arias, M., Roat, D. & Parisi, A. 2003. Generación de un bosque mixto de *Nothofagus* (Nothofagace) después de una corta selectiva. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 591-602.

Diehl, P., Mazzarino, M.J., Funes, F., Fontenla, S., Gobbi, M. & Ferrari, J. 2003. Nutrient conservation strategies in native Andean-Patagonian forests. *Journal of Vegetation Science* 14: 63-70.

Dimitri, M.J. 1972. La Flora Andino-patagónica. Anales de Parques Nacionales, Tomo IX. Dir. Gral. de Parques Nacionales, Buenos Aires. 130 p.

Donoso, C.Z. & Lara, A.A. 1999. Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile. Editorial Universitaria. 421 pp.

Donoso, C.Z.1993. Bosques templados de Chile y Aegentina. Variación, estructura y dinámica. Ecología Forestal. Ed. Universitaria, Conaf, 484p.

Drinkwater, L.E., Cambardella, C.A., Reeder, J.D. & Rice, Ch.W. 1996. Potentially mineralizable nitrogen as an indicator of biologically active soil nitrogen. En; J.W. Doran & A.J. Jones (Eds.) “ Method for Assessing Soil Quality”. SSSA Special Publication N° 49, Madison, Wisconsin, USA. pp. 217-229.

Ewel, J., Mazzarino, M.J. & Berish, C.W. 1991. Tropical Soil Fertility Changes Under Monocultures and Successional Communities of Different Structure. *Ecological Applications* 1(3):289-302.

Ewel, J. & Putz, F. 2004. A place for alien species in ecosystem restoration. *Frontiers in Ecology and Environmental*. 7 (2): 354-360.

Facelli, J.M. & Pickett, S.T.A. 1991. Plant litter: dynamics and effects on plant community structure and dynamics. *Botanical Review* 57: 1-32.

Fernández, I., Cabaneiro, A. & Carballas, T. 1997. Organic Matter Changes Immediately After a Wildfire in an Atlantic Forest Soil and Comparison with Laboratory Soil Heating. *Soil Biology and Biochemistry* 29(1):1-11.

Ferrandis, P., Herranz, J.M. & J.J., Martínez-Sánchez. 1999a. Fire impact on maquis soil, seed bank in Cabañeros National Park (Central Spain). *Israel Journal of plant Sciences* 47:17-26.

Ferrandis, P., Herranz, J.M. & J.J., Martínez-Sánchez. 1999b. Effect of fire on hard-coated Cistaceae seed banks and its influence on techniques for quantifying seed banks. *Plant Ecology* 144: 103-114.

Firbank, L. G. 1993. The effect of seed size and depth of burial on subsequent survival and yield. *Plant Varieties and Seeds* 6:83-92.

Figuerola, J.A. & Jaksic, F.M. 2004a. Latencia y banco de semillas en plantas de la región mediterránea de Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 201-215.

Figuerola, J.A.; Castro, S.A.; Marquet, P.A. & Jaksic, F.M. 2004b. Exotic plant invasions to the mediterranean region of Chile: causes, history and impacts. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 465-483.

Fisher, R.F. & Binkley, D. 2000. Fire Effects. En: Fisher, R.F., Binkley, D. (Eds.). *Ecology and Management of Forest Soils*. John Wiley & Sons, Inc. USA.

Gobbi, M.E. 1994. Regeneración de la vegetación en incendios recientes de bosques de << Ciprés de la Cordillera >> (*Austrocedrus chilensis*) en el área del Parque Nacional Nahuel Huapi. *Medio Ambiente* 12(1):9-15.

Gobbi, M.E. 1999. Aspectos ecológicos del manejo productivo de bosques puros y densos de *Austrocedrus chilensis*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue. Centro Regional Universitario Bariloche.

Gómez, I. & Gallopín, G. 1982. Estudio ecológico de la cuenca del río Manso Superior (R.N., Argentina) III. Las formas biológicas de las especies vasculares. *Ecología* 7: 117-126.

Grigera, D., Brion, C., Chiapella, J. & Pillado, M.S. 1996. Las formas de vida de las plantas como indicadores de factores ambientales. *Medio Ambiente* 13:11-29.

Grime, J.P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. Wiley & Sons, Chichester. pp. 221 pp.

Guerrero, C., Gomez, I., Moral, R. Mataix-Solera, J., Mataix-Beneyto, J. & Hernández, T. 2001. Reclamation of a burned forest soil with municipal waste compost: macronutrient dynamic and improved vegetation cover recovery. *Bioresource Technology* 76, 221-227.

Hayashi, I. & Numata, M. 1975. Viable buried seed population in grasslands in Japan. *JIBP Synth.* 13, 58-69.

Heinemann, K., Kitzberger, T. & Veblen, T.T. 2000. Influences of gap microheterogeneity on the regeneration of *Nothofagus pumilio* in a xeric old-growth forest of northwestern Patagonia, Argentina. *Canadian Journal of Forest. Research* 30: 25-31.

Hernández, T., García, C. & Reinhardt, I. 1997. Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility of Soils* 25: 109-116.

Hobbs, R.J. & Huenneke, L.F. 1992. Disturbance, diversity and invasions: implication for conservation. *Conservation Biology* 6: 324-337.

Houle, G. & Phillips, D.L. 1988. The soil seed bank of granite outcrop plant communities. *Oikos* 52: 87-93.

Hughes, L., Dunlop, M., French, K., Leishman, M.R., Rice, B.; Rodgerson, L. & Westoby, M. 1994. Predicting dispersal spectra: a minimal set of hypotheses based on plant attributes. *Journal of Ecology* 82: 933-950.

Hyatt, A. & Casper, B.B. 2000. Seed bank formation during early secondary succession in a temperate deciduous forest. *Journal of Ecology* 88: 516-527.

Hyatt, L. 1999. Differences between seed bank composition and field recruitment in a temperate zone deciduous forest. *The American Midland Naturalist* 142: 31-38.

Iglesias, M.T., Cala, V., Gonzáles, J., Walter, I. & Trabaud, L. 1997. Fire effects during two years on soil nutrients in a *Juniperus oxycedrus* woodland. En: L. Trabaud (Ed.) “ Fire Management and Landscape Ecology”. 13-24 pp.

Jalili, A., Hamzhe`ee, B., Asri, Y., Shirvany, A., Yazdani, S., Khoshnevis, M., Zarrinkamar, F., Ghahramani, M., Safavi, R., Shaw, S., Hodgson, J., Thompson, K., Akbarzadeh, M. & Pakparvar, M. 2002. Soil seed banks en the Arsbaran Protected Area of Iran and their significance for conservation management. *Biological Conservation* 109: 425-431.

Jesson, L.; Kelly, D. & Sparrow, A. 2000. The importance of dispersal, disturbance, and competition for exotic plant invasions in Arthur's Pass National Park, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*. 38: 451-468.

Kantolic, A. 1985. Estructura y dinámica de un bosque de Lengua (*Nothofagus pumilio*). Trabajo de intensificación. Facultad de Agronomía. UBA, 37 pp.

Karszen, C.M. & Hilhorst, H.W.M. 1992. Effect of Chemical Environment on Seed Germination. En: Fenner, M. (Ed.). *Seeds. The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. 373 pp.

Keddy, P.A., Wisheu, I.C., Shipley, B. & Goudet, C. 1989. Seed Banks and Vegetation Management for Conservation: Toward Predictive Community Ecology. En: Leck, M.A., Parker, K.P. & R.L., Simpson (Eds.). *The Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press, Inc. 347-362.

Keeney, D.R. & Nelson, D.W. 1982. Nitrogen-Inorganic forms. En: Page, A.L., Miller, R.H. & Keeney, D.R. (Eds.). *Methods of Soil Analysis. Part. 2. Serie Agronomy*, ASA-SSSA. Madison, Wisconsin, USA. 643-698 pp.

Kellman, M. 1974. Preliminary seed budgets for two plant communities in coastal British Columbia. *J. Biogeogr.* 1: 123-133.

Khanna, P.K., Jacobsen, K.L. & Raison, R.J. 1994. Soil carbon and nutrient changes after clearfelling mature *Eucayptus* forest in south-east Australia. Proceeding of the 15th Inter. Congress of Soil Science, Vol. 9 (Supl.) 63-64.

Kitzberger, T.; D.F. Steinaker & Veblen, T.T. 2000. Effects of climatic variability on facilitation of tree establishment in northern Patagonia. *Ecology* 81(7): 1914-1924.

Kitzberger, T., Raffaele, E., Heinemann, K. & Mazzarino, M.J. 2005. Effects of fire severity in north Patagonian subalpine forests. *Journal of Vegetation Science* 16: 5-12.

Klopatek, C.C., De Bano, L.F. & Klopatek, J.M. 1988. Effects of simulated fire on vesicular- arbuscular mycorrhizae in Pinyon-Juniper woodland soil. *Plant and Soil* 109: 245-249.

Kozlowski, T.T. 2002. Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 158: 195-221.

Kozlowski, T.T. & Ahlgren, C.E (Eds.). 1974. *Fire and Ecosystems* 1974. Academic Press, New York, NY, USA.

Laclau, P. 1997. Los Ecosistemas Forestales y el Hombre en el Sur de Chile y Argentina. Boletín Técnico n° 34. 149 pp.

Lambers, H., Chapin III, F.S. & Pons, T.L. 1998. Plant Physiological Ecology. Springer, New York. 540 pp.

Laos, F., Mazzarino, M.J., Satti, P., Roselli, L., Moyano S., Ruival, M. & Moller Poulsen, L. 2000. Planta de compostaje de biosólidos. Investigación y desarrollo en Bariloche, Argentina. Ingeniería Sanitaria y Ambiental. 50: 86-89.

Laos, F. 2001. Compostaje de residuos orgánicos de actividades productivas y urbanas en la región Andino-Patagónica: determinación de índices de madurez para su utilización agronómica. Tesis doctoral. Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue.

Laos, F., Mazzarino, M.J., Walter, I., Roselli, L., Satti, P. & S. Moyano. 2002. Composting of fish offal and biosolids in NW Patagonia. *Bioresource Technology* 82: 179-186.

Lavado, R.S. & Rodríguez, M.B. 1999. Biosolids as zinc source for soybean. ICOBTE 99. Viena, Austria. pp. 312-313.

Leck, L.M.A., Parker, T.V. & Simpson, R.L. (Eds.) 1989. Ecology of soil seed banks. Academic Press, Inc. 462 pp.

Leigh, J.H., Wimbush; D.J., D.H. Hologate, M.D.; Slee, A.V.; Stanger, M.G. & Forrester, R.Y. 1987. Effects of rabbit grazing and fire on a subalpine environment. Herbaceous and shrubby vegetation. *Australian Journal of Botany* 35: 433-464.

Levanic, T., Krusic, P., Hoffmann, S., Huffman, J., Pollmann, W., Ponton, S. & Vera, P. 2000. Regeneration dynamics of *Nothofagus pumilio* in a high elevation forest of southeastern Argentina. Austral Dendroecological Fieldweek. San Martín de los Andes, Patagonia.

Manson, B.R. 1974. The life history of silver beech (*Nothofagus menziesii*) *Proceedings of the New Zealand Ecological Society* 21: 27-31.

Marcos, E., Dominguez, L., Valbuena, L., Calvo, L., Tarrega, R. & Luis, E. 1998. Features of soil vegetation and seed bank variation in a *Quercus pyrenaica* forest and in a *Pinus silvestris* stand after a spring wildfire. III International Confer. on Forest Research, 14th Conference on Fire and Forest Meteorology 2: 1937-1948.

Margutti, L., Ghermandi, L. & Rappoport, E.H. 1996. Seed Bank and Vegetation in a Patagonian Roadside. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 22: 159-175.

Martin, J.P. & K. Haider. 1986. Influence of mineral colloids on turnover rates of soil organic carbon. En: P.M. Huang & M. Schnitzer (Eds.) *Interactions of Soil Mineral with Natural Organics and Microbes*. SSSA Special Publ. N°. 17. SSSA, Inc. Madison, Wisconsin, USA, pp. 283-304.

Mazzarino, M.J. & Laos, F. 2000. Composting biosolids in Patagonia. *BioCycle* 41 (4): 83-85.

Mazzarino, M.J., Bertiller, M.B., Schlichter, T. & Gobbi, M.E. 1998. Nutrient cycling in Patagonian ecosystems. En: Oesterheld, M., Aguiar, M.R. & J.M. Paruelo. (Eds.) *Ecología Austral. Patagonian Ecosystems, Special Number 8*: 167-181 pp.

Mazzarino, M.J., Oliva, L.; Abril, A. & Acosta, M. 1991. Factors affecting Nitrogen dynamics in a semiarid woodland (Dry Chaco, Argentina). *Plant and Soil* 138: 85-98.

McGee, A. & Feller, M.C. 1993. Seed banks of forested and disturbed soil in southwestern British Columbia. *Canadian Journal of Botany* 71: 174-183.

McGill, W.B., Cannon, K.R., Robertson, J.A. and F.D. Cook. 1986. Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. *Canadian Journal of Soil Science* 66: 1-19.

Meyer, V.F., Redente, E.F., Barbarick, K.A., Brobst, R.B., Paschke, M.W. & Miller, A.L. 2004. Plant and Soil Responses to Biosolids Applications following Forest Fire. *Journal of Environmental Quality* 33: 873-881.

Mizota, C. & Van Reeuwijk, P. 1989. Clay mineralogy and chemistry of soils formed in volcanic material in diverse climatic regions. Soil Monograph No. 2. International Soil Reference and Information Centre.

Morello, J. 1985. Grandes ecosistemas de Sudamérica. Fundación Bariloche. 116 pp.

Mueller Dombois, D & H. Elleberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. J. Wiley & Sons, New York. 547 pp.

Neary, D.G., Overby, S.A., Gottfried, G.J. & Perry, H.M. 1996. Nutrients in fire-dominated ecosystems. En: "Symposium proceedings of effects of fire on Madreporian Province Ecosystems". Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Southwestern Region, Colorado National Forest. General Technical Report RM-GTR-289. 107-117 pp.

Oades, J.M., G.P. Gillman & G. Uehara. 1989. Interactions of soil organic matter and variable-charge clays. En: D.C. Coleman, J.M. Oades & G. Uehara (Eds.) Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems. NIFTAL Project, Dept. of Agronomy and Soil Science, Univ. of Hawaii, USA. 69-95 pp.

Parfitt, R.L. & Clayden, B. 1991. Andisols. The development of a new order in soil taxonomy. *Geoderma* pp. 181-198

Paruelo, J.M., Beltrán, A., Jobbágy, E., Sala, O.E. & Golluscio, R.A. 1998. The climate of Patagonia: general patterns and controls on biotic processes. En: Oesterheld, M., Aguiar, M.R. & J.M. Paruelo. (Eds.) *Ecología Austral. Patagonian Ecosystems, Special Number 8*: 85-101 pp.

Paul, E.A. & Clark, F.E. 1989. Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press, Inc., San Diego, California, USA.

- Peri, P.I. & Martínez Pastur, J. 1996. Crecimiento diamétrico de *Nothofagus pumilio* para dos condiciones de copa en un sitio de calidad media en Santa Cruz, Argentina. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*. Vol. 5 (2): 201-212.
- Pickett, S. T. A. & McDonnell, M. J. 1989. Changing perspectives in community dynamics: a theory of successional forces. *Trends in Ecology and Evolution* 42:241-245.
- Pierce, S. & Cowling, R.M. 1991. Dynamics of soil-stored seed bank of six shrubs in fire-prone dune fynbos. *Journal of Ecology* 79: 731-747.
- Preston, C. & I., Baldwin. 1999. Positive and negative signals regulate germination in the post fire annual *Nicotiana attenuata*. *Ecology* 80 (2) : 481- 494.
- Pritchett, L.W. 1986. Suelos forestales, propiedades, conservación y mejoramiento. Ed. Limusa. México. 638 pp.
- Puidefábreas, J. 1992. Ecología de bosques: dinámica y perturbaciones naturales. En: Puidefábreas, J., García Novo, F., Frangi, J., Avila, A. (Eds.). *La Tierra del Fuego: Los sistemas naturales y su ocupación humana*. CSIC. Madrid.
- Rechene, D.C. 1995. Establecimiento y Desarrollo de renovals de Lenga en Situaciones de Baja Cobertura. Publicación técnica N° 21. CIEFAP. 75-114 pp. Esquel.
- Requesens, E., Scaramuzzino, R., Orfila, E., Mendez Escobar, R. & Gandini, M. 1997. Banco de semillas de distintas posiciones topográficas en un sector agrícola del centro de la Provincia de Buenos Aires. *Ecología Austral* 7:73-78.
- Rice, C.W.; Moorman, T.B. and M. Beare. 1996. Role of microbial biomass carbon and nitrogen in soil quality. En: Doran, J.W. & A.J. Jones (Eds.). "Methods for Assessing Soil Quality." SSSA Special Publication N° 49, Madison, Wisconsin, USA. 203-216 pp.

Richter, L.L. & Frangi, J.L. 1992. Bases ecológicas para el manejo del Bosque de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego. Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata. 68: 35-52 pp.

Roberts, H.A. 1981. Seed banks in soil. *Adv. Appl. Biol.* 6: 1-55.

Robertson, G.P., Huston, M.A., Evans, F.C. and J.M. Tiedje. 1988. Spatial variability in a successional plant community: Patterns of nitrogen availability. *Ecology* 69: 1517-1524.

Rogers, P. 1996. Disturbance Ecology and Forest Management: a Review of the Literature. For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-GTR-336.

Romanya, J., Khana, P.K. & Raison, R.J. 1994. Effects of slash burning on soil phosphorus fractions and sorption and desorption of phosphorus. *Forest Ecology and Management* 65: 89-103.

Rusch, V. 1987. Estudios sobre la regeneración de la lenga en la Cuenca del río Manso Superior, Río Negro. Informe interno. CONICET, 112 p.

Rusch, V. 1992. Principales limitantes para la regeneración de la lenga en la zona N.E de su área de distribución. Variables ambientales en claros del bosque. CIEFAP, Publicación técnica N° 8. Actas del Seminario de Manejo Forestal del la lenga y aspectos ecológicos relacionados. Esquel.

Saa, A., Trasar Cepeda, M.C., Gil-Sortes, F. & Carballas, T. 1993. Changes in soil phosphorus and acid phosphatase immediately following forest fires. *Soil Biology and Biochemistry* 25 (9):1223-1230.

Salgado, J., Galiñanes, A.V., Paz-Andrade, M.I. & Carballas, T. 1998. Organic matter evolution of Galician soils after a forest wildfire. III International Confer. on Forest Research, 14th Conference on Fire and Forest Meteorology 2: 1635-1642.

- Satti P., Mazzarino, M.J. Gobbi. M., Funes, F. Roselli, L. & Fernández, 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.
- Satti, P., Mazzarino, M.J. & Roselli, L. 2004. Actividad fosfatasa en bosques Andino-Patagónicos de Argentina. II Reunion Binacional de Ecología. XI Reunión de la Sociedad de Ecología de Chile. XXI Reunión Argentina de Ecología. Mendoza, Argentina.
- Schlesinger, W.H. 1991. Biochemistry. An analysis of Global Change. Academic Press, Inc. San Diego. 443 pp.
- Schneider, R.L. & Sharitz, R.R. 1986. Seed banks dynamics in a southeastern riverine swamp. *American Journal of Botany* 73:1022-1030.
- Shoji, S, Nanzyo, M. & Dahlgren, R.A. 1993. Volcanic Ash Soils. Genesis, Properties and Utilization. Elsevier Science Publishers, Amsterdam. 288 pp.
- Simpson, R.L; Leck, M.A. & Parker, V.T. 1989. Seed Banks: General Concepts and Methodological Issues. En: Leck, M.A., V.T. Parker & R.L. Simpson. Ecology of Soil Seed Banks. Academic Press, Inc. 3-7 pp.
- Smith, L.M. & Kadlec, J.A. 1983. Seed banks and their role during drawdown of a North American marsh. *Journal of Applied Ecology* 20: 673-684.
- Soil Survey Staff. 1999. Keys to soil taxonomy. 9a. ed. USDA. Washington. D.C.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1981. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman and company. New York. 859 pp.
- Sousa, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 15: 353-391.

Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnston, C.T. and M.E. Sumner (eds.). 1996. Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods. SSSA Book Series Nr. 5. SSSA, ASA, Madison, Wisconsin.

Temporetti, P. 2001. Efecto a largo plazo de los incendios forestales en la calidad del agua de dos arroyos en la región Andino- Patagónica, Argentina. I Reunión Binacional de Ecología. XX Reunión Argentina de Ecología. X Reunión de la Sociedad de Ecología de Chile.

Thompson, K & Grime, J.P. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67:893-921.

Thompson, K. 1992. The functional ecology of seed banks. In: Fenner, M. (Ed.). Seeds. The Ecology of Regeneration in Plant Communities. 373 pp.

Tiquia, S.M., Wan, J.H.C. & Tam, N.F.Y. 2002. Microbial Population Dynamics and Enzyme Activities during composting. *Compost Science and Utilization* 10 (2): 150-161.

UNESCO. 1979. Carte de la répartition mondiale des régions arides. 1/25.000.000. Notice explicative. Paris: UNESCO. 55 p.

USEPA. 1993. Standards for the use or disposal of sewage sludge. Federal Register 58: 9248-9415. Washington. D.C.

USEPA. 1995. Standards for the use or disposal of sewage sludge: final rule and proposed rule. Federal Register 60: 54764-54770. U.S. Gov. Print. Office, Washington, D.C.

van der Valk, A.G & Pederson, R.L. 1989. Seed Banks and the management and restoration of natural vegetation. En: Leck, M.A., V.T. Parker & R.L. Simpson. Ecology of Soil Seed Banks. Academic Press, Inc. 329-346 pp.

van der Valk, A.G & Davies, C.B. 1978. The role of seed banks in the vegetation dynamics of prairie glacial marshes. *Ecology* 59: 322-355.

Varela, S.A. , Gobbi, M.E. & Laos, F. 2004. Uso de compost de biosólidos en la recuperación de micrositios en un bosque quemado de *Nothofagus pumilio*. II Reunión Binacional de Ecología. XI Reunión de la Sociedad de Ecología de Chile. XXI Reunión Argentina de Ecología. Mendoza, Argentina.

Vásquez-Yanes, C. & A. Orozco-Segovia. 1992. Effects of litter from a tropical rainforest on tree seed germination and establishment under controlled conditions. *Tree Physiology* 11, 391-400.

Veblen, T. T. 1985. Forest development in tree-fall gaps in the temperate rain forest of Chile. *National Geographic Research* 1: 84-161.

Veblen, T.T. & Lorenz, D.C. 1988. Recent vegetation changes along the forest/steppe ecotone in northern Patagonia. *Annals of the Association of American Geographers* 78: 93-110.

Veblen, T.T., Mermoz, M., Martín, C. & Kitzberger, T. 1992. Ecological impacts of introduced animals in Nahuel Huapi National Park, Argentina, *Conservation Biology* 6: 71-83.

Veblen, T.T., Burns, B.R., Kitzberger, T., Lara, A., Villalba, R. 1995. The ecology of the conifers of South America. En: *Ecology of Southern Conifers*, N.J. Enright & R.S. Hill (Eds.), Melbourne University Press, Melbourne, p. 120-155.

Veblen, T.T., C. Donoso, T. Kitzberger & Rebertus, A.J. 1996. Ecology of southern Chilean and Argentinean *Nothofagus* forest. En: Veblen T.T, R.S. Hill & J. Read (Eds.) *The Ecology and Biogeography of Nothofagus forests*. Yale University. 293-353 pp.

Vega, E. & Peters, E. 2004. Conceptos generales sobre el disturbio y sus efectos en los ecosistemas. Instituto Nacional de Ecología. 19 pp.

Vitousek, P.M. & Matson, P.A. 1985. Disturbance, N-availability and N-losses: An experimental study in an intensively managed loblolly pine plantation. *Ecology* 66: 1360-1376.

Walker, J., Raison, R.J. & Khanna, P.K. 1984. The effects of fire on Australian soils. En: J. Russell & R. Isbeld (Eds.) " Effects of man in Australian Soils". CSIRO Australia. 32 pp.

Walkley, A. & Black, I.A. 1934. An examination of the degtareff method for determining soil O.M. and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37: 29-38.

Warr, S.J., Thompson, K. & Kent, M. 1993. Seed banks as neglected area of biogeographic research: a review of literature and sampling techniques. *Progress in physical geography* 17(3) : 329 -347.

White, P.S. & Pickett, S.T.A. 1985. Natural disturbances and patch dynamics: an introduction. Pages 472 En: Pickett, S.T.A & White, P.S.(Eds.). The ecology of natural disturbances and patch dynamics. Academic Press. Orlando, FL.

Wright, H.A. & Bailey, A.W. 1982. Soil and water properties. En: "Fire Ecology". A Wiley-Interscience Publication, John Wiley & Sons, New York, USA. pp. 24-48.

Yenish, J P.; Doll, J. D. & D. D., Buhler. 1992. Effects of tillage on vertical distribution and viability of weed seed in soil. *Weed Science* 40: 429-433.

Zhang, Z.Q., W.S. Shu, C.Y. Lan & M.H. Wong. 2001. Soil Seed Bank as an Input of Seed Source in Revegetation of Lead/ Zinc Mine Tailings. *Restoration Ecology* 9 (4): 378.

Zucconi, F. & de Bertoldi, M. 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from MSW. En: Compost: production, quality and use. Comm. Of the European Communities. Elsevier Applied Science, London. Pp.30-50.

Agradecimientos

A Miriam y Francis por orientarme durante todo este tiempo, por su dedicación y cariño.

A Parques Nacionales por permitir la utilización del área de estudio.

A SURBASA por el compost y la buena disposición.

A los miembros del jurado, por la corrección de este trabajo.

Al Departamento de Botánica de la Universidad Nacional del Comahue (Javier Puntieri, Javier Grossfeld, Cecilia Brion y Cecilia Ezcurra) por las consultas realizadas durante el desarrollo de la tesis.

A la Universidad Nacional del Comahue y a todos mis profesores a lo largo de la carrera.

A la gente de la Biblioteca (Marta, Elizabeth y Hugo).

A Estela Raffaele y Rubén Pablos, por darme la posibilidad de por lo menos jugar con la idea de “lo que sigue”.

A toda la Cátedra de Artrópodos (Diego, Marcelo, Marian, Fabián, Nacho, Pato, Andrea y Gabriel) por todos los años compartidos y por formarme en la docencia.

A mis compañeros pero sobre todo amigos a lo largo de todos estos años: Noelia, Paula, Martín y Hernán, gracias por todos los momentos compartidos.

A Sonia Fontenla y Lucy Roselli por tomarse el trabajo de leer y corregir las versiones previas de este trabajo.

A todos los miembros del Grupo de Suelos de la Universidad Nacional del Comahue: (los de ahora y los de siempre) Maria Julia, Francis, Miriam, Lucy, Patricia, Javier, Paula D, Vale, Cequi, Flopy, Paula C, Horacio, Esteban y Eli, por toda su ayuda, consejos, y amistad incommensurable.

Principalmente: a mi familia, incondicional fuente de estímulo y aguante a lo largo de todos estos años (sin ustedes mi carrera no hubiera sido posible).

A TODOS mis amigos sea cual sea el ámbito

A los que puedan quedar fuera de este agradecimiento y se sientan parte...

Gracias de corazón...
Santiago