

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA  
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**DESCOMPOSICIÓN DE RESTOS DE COSECHA DE *EUCALYPTUS* sp. y  
*PINUS TAEDA* EN CONDICIONES CONTROLADAS DE HUMEDAD Y  
TEMPERATURA**

**por**

**Gabriela SÁNCHEZ CICERÓN**

Tesis presentada como uno de los requisitos para obtener el título de *Magister* en Ciencias Agrarias opción Ciencias del Suelo

**MONTEVIDEO  
URUGUAY  
junio 2011**

Tesis aprobada por el tribunal integrado por el Ing. Agr. (MSc) Jorge Hernández, Ing. Agr. (PhD) Andrés Quincke, Ing. Agr. (MSc) Alejandro González, Ing. Agr. (PhD) Mónica Barbazán el 28 de junio 2011. Autor: Ing. Agr. Gabriela Sánchez Cicerón. Directora Ing. Agr. (PhD) Amabelia Del Pino.

## AGRADECIMIENTOS

A Amabelia del Pino y, por guiarme y acompañarme durante estos cinco años.

A Jorge Hernández, por darme la posibilidad de comenzar con este trabajo de posgrado.

Al Departamento de Suelos de Facultad de Agronomía, por darme una mano siempre.

A mis compañeras de trabajo del laboratorio de Suelos: Jimena, Lucia, Alejandra, Analía, Patricia, Verónica, Leticia, Florencia, Victoria; que siempre me apoyaron y ayudaron desde lo emocional hasta lo laboral.

A mi familia que siempre me supo comprender y apoyar en esta carrera tan maravillosa.

A mi hijo Mateo que me ayuda sin que el lo sepa con su sonrisa y sus enormes ojos que me esperan cada vez que llego a mi casa.

## TABLA DE CONTENIDO

	Página
PÁGINA DE APROBACIÓN.....	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
RESUMEN.....	VI
SUMMARY.....	VII
1. <u>INTRODUCCIÓN GENERAL</u> .....	1
2. <u>DESCOMPOSICIÓN DE RESTOS DE COSECHA DE EUCALYPTUS SP. Y PINUS TAEDA EN CONDICIONES CONTROLADAS DE HUMEDAD Y TEMPERATURA. I. MINERALIZACIÓN DE C Y N DE LOS RESTOS</u> .....	6
2.1 RESUMEN.....	6
2.2 SUMMARY.....	7
2.3 INTRODUCCIÓN.....	8
2.4 MATERIALES Y MÉTODOS.....	10
2.4.1 <u>Caracterización de los restos de cosecha</u> .....	10
2.4.2 <u>Incubaciones para el estudio de la dinámica del nitrógeno</u> .....	10
2.4.3 <u>Incubaciones para el estudio de la dinámica del carbono</u> .....	11
2.4.4 <u>Cálculos y análisis estadístico de los datos</u> .....	12
2.5 RESULTADOS.....	13
2.5.1 <u>Composición de los restos de cosecha al inicio del experimento</u> .....	13
2.5.2 <u>Mineralización e inmovilización de nitrógeno</u> .....	18
2.5.3 <u>Relaciones entre las características químicas del material a descomponer y el nitrógeno mineralizado o inmovilizado</u> .....	20
2.5.4 <u>Mineralización de carbono</u> .....	21
2.5.5 <u>Relaciones entre las características químicas y la mineralización de carbono</u> .....	24
2.6 DISCUSIÓN.....	25
2.6.1 <u>Mineralización e inmovilización de nitrógeno</u> .....	25
2.6.2 <u>Relaciones entre las características químicas del material a descomponer y el nitrógeno mineralizado o inmovilizado</u> .....	28
2.6.3 <u>Mineralización de carbono</u> .....	29
2.6.4 <u>Relaciones entre las características químicas material a descomponer y la mineralización de carbono</u> .....	31
2.7 CONCLUSIONES.....	32
2.8 AGRADECIMIENTOS.....	33
2.9 BIBLIOGRAFÍA.....	34
3. <u>DESCOMPOSICIÓN DE RESTOS DE COSECHA DE EUCALYPTUS GRANDIS Y PINUS TAEDA EN CONDICIONES CONTROLADAS DE</u>	

<u>TEMPERATURA. II. LIXIVIACIÓN DE LOS PRODUCTOS DE LA</u>	
<u>DESCOMPOSICIÓN</u> .....	39
3.1 RESUMEN.....	39
3.2 SUMMARY.....	40
3.3 INTRODUCCIÓN.....	41
3.4 MATERIALES Y MÉTODOS.....	44
3.4.1 <u>Experimento de incubación</u> .....	44
3.4.2 <u>Análisis químicos</u> .....	45
3.4.3 <u>Cálculos y análisis estadístico de los datos</u> .....	46
3.5 RESULTADOS.....	46
3.5.1 <u>Composición de los restos de cosecha al inicio del experimento</u> .	46
3.5.2 <u>Mineralización de carbono</u> .....	47
3.5.3 <u>Lixiviado de carbono soluble</u> .....	50
3.5.4 <u>Lixiviado de nitrógeno</u> .....	51
3.5.5 <u>Lixiviado de bases</u> .....	53
3.6 DISCUSION.....	57
3.6.1 <u>Mineralización de carbono</u> .....	57
3.6.2 <u>Lixiviado de nitrógeno y bases</u> .....	59
3.7 CONCLUSIONES.....	63
3.8 AGRADECIMIENTOS.....	64
3.9 BIBLIOGRAFÍA.....	65
4. <u>DISCUSIÓN GENERAL</u> .....	69
5. <u>CONCLUSIONES GENERALES</u> .....	74
6. <u>BIBLIOGRAFÍA GENERAL</u> .....	75

## RESUMEN

El estudio de los patrones de descomposición de los residuos forestales es importante para conocer la dinámica del reciclaje de nutrientes y su potencial disponibilidad para futuras replantaciones. La descomposición en condiciones controladas permite remover el efecto del clima y conocer mejor la influencia de las características de los residuos. Los objetivos del trabajo fueron: i) determinar los patrones de descomposición de restos de cosecha *Eucalyptus grandis*, *Eucalyptus globulus*, *Eucalyptus dunnii* y *Pinus taeda*; la influencia de la composición química del material sobre el proceso y ii) estudiar la dinámica de nutrientes (N y cationes), asociada a la descomposición en el sistema suelo-restos de cosecha. Se realizaron incubaciones en condiciones controladas de temperatura y humedad, con agregado de restos de cosecha sobre un suelo típico de la zona forestal de Rivera (Albic Argiudoll). En el primer experimento, se estimó la liberación de N mineral a través de muestreos destructivos. En el segundo experimento se usó lixiviación para remover los productos de la descomposición. Las características químicas de los restos asociadas a los patrones de descomposición fueron: C y N total y soluble, lignina y polifenoles solubles. Se determinó el C-CO<sub>2</sub> respirado; en suelo y lixiviado se determinaron N mineral (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), N y C soluble y bases (Ca, Mg y K). Las acículas y ramas de pino presentaron menores tasas de descomposición que hojas y ramas de eucalipto. La relación C:N influyó negativamente sobre las tasas de descomposición de los materiales. La lixiviación de cationes desde los restos fue importante sólo para el caso del K, con muy escasas cantidades de Ca y Mg en el lixiviado. La retención de los cationes liberados por el suelo se evidenció por aumentos en el nivel de cationes intercambiables y por los aumentos del pH. La lenta descomposición y la gradual liberación de nutrientes de los restos pueden contribuir a evitar pérdidas de nutrientes del sistema y promover la reutilización por las futuras plantaciones.

PALABRAS CLAVE: *Eucalyptus*, *Pinus*, descomposición de restos, suelos forestales, relación C:N, lixiviación de calcio, potasio, magnesio.

Decomposition of harvest residues of *Eucalyptus* sp. and *Pinus taeda* under controlled conditions of temperature

#### SUMMARY

The study the decomposition patterns of harvest residues is important in order to know the nutrient cycling dynamics and their potential availability for future replantations. Incubation experiments under controlled conditions can remove climate influence, and improve the understanding of the influence of the residue characteristics. The objectives of the work were: i) to determine the decomposition patterns of *Eucalyptus grandis*, *Eucalyptus globulus*, *Eucalyptus dunni* and *Pinus taeda* and the influence of the chemical composition of the material on the decomposition process, ii) to study the dynamics of nutrients (N and cations) associated to the decomposition process in the soil-harvest residues system. Incubations were made under controlled conditions of temperature and humidity, with addition of harvest residues on a typical soil of the forested area of Rivera (Albic Argiudoll). In the first experiment the release of mineral N was estimated through destructive sampling. In the second experiment leaching was used to remove the products of residue decomposition. The chemical characteristics of the residues associated to decomposition patterns were total and soluble C and N, lignin and soluble polyphenols. The evolution of CO<sub>2</sub>-C was determined; in the soil and leachate mineral N (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), soluble C and N, and cations (Ca, Mg and K) were determined. Pine needles and branches decomposed slower than leaves and branches of eucalyptus. The C:N ration influenced negatively on decomposition rates of the materials. The leaching of cations from the residues was important only for K, with very low amounts of Ca in Mg in the leachate. The retention of the released cations by the soil was evidenced by increases in exchangeable levels and by pH rises. The slow decomposition and gradual release of nutrients from the harvest residues can contribute to avoid nutrient losses from the system and promote the re-utilization for future plantations.

KEY WORDS: *Eucalyptus*, *Pinus*, decomposition of residues, forest soils, C:N ratio, leaching of calcium, potassium, magnesium.



## 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

En las últimas décadas en Uruguay se ha operado una expansión importante de las plantaciones forestales con especies exóticas (principalmente de los géneros *Eucalyptus* y *Pinus*), ocupando en la actualidad un 4% de la superficie nacional, tres veces y media mayor a la que ocupaban en el año 1990. Este crecimiento se explica por la aprobación de la Ley de Promoción Forestal N° 15.939, en el año 1987. La misma procuró un ordenamiento territorial del uso del suelo para forestación, compatibilizando la mejor aptitud para este uso con la menor interferencia frente a las actividades agrícolas y pecuarias, típicas en el Uruguay. Para ello se establecieron en la reglamentación zonas de prioridad forestal, junto con la exigencia de un Plan de Forestación y Manejo para proyectos en dichas zonas prioritarias (MGAP, 2000).

Diferentes trabajos han mostrado que el cambio de uso del suelo de pastoril a forestal ha generado cambios en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Dieste, 1999; Durán *et al.*, 2000; Pérez Bidegain *et al.*, 2001; Cabrera y Cal, 2007). Los eucaliptos generan cambios en varias propiedades del suelo, en comparación a las generadas bajo pasturas naturales. Estos cambios ocurren en el suelo mineral, por debajo del mantillo generado por el aporte de biomasa foliar de los árboles. A diferencia de la vegetación de pasturas, que deposita su principal aporte de biomasa dentro del suelo a través de los restos de su sistema radicular, los árboles realizan un aporte importante a través de las hojas muertas sobre el suelo (Foth *et al.*, 1972). Bajo eucalipto se ha encontrado menor pH y mayor contenido de Al intercambiable en el horizonte A (Dieste, 1999; Durán *et al.*, 2000; Pérez Bidegain *et al.*, 2001), lo cual se ha visto asociado a una disminución del contenido de bases de intercambio, particularmente Ca y Mg (Cabrera y Cal, 2007). También surgen tendencias hacia un menor contenido de C orgánico y menor retención de agua, esto último asociado en parte a la presencia de compuestos orgánicos con comportamiento hidrofóbico (Rodríguez, 2008). La información experimental relativa a pino es algo más escasa. Se poseen pocos datos

publicados del efecto de plantaciones de pinos sobre las propiedades del suelo. (Cabrera y Cal, 2007; Rodríguez, 2008).

La presencia de un estrato vegetal en descomposición, como lo constituye el mantillo (hojas, ramas, frutos, corteza y hasta árboles enteros) representa una acumulación provisional de elementos que se liberan de manera gradual, garantizando el aporte permanente de nutrientes al suelo ([Hernández et al., 1992](#); [Santa Regina et al., 1997](#); [Lodhiyal y Lodhiyal, 1997](#)), que son reutilizados por árboles en crecimiento. La degradación de los residuos orgánicos que se incorporan al suelo es llevada a cabo por la actividad de los microorganismos, fauna edáfica, etc.

Luego de la cosecha forestal, queda en el sitio un porcentaje importante de la biomasa aérea (hojas, corteza y ramas), la cual inicia un proceso de descomposición, con una intensidad que depende de las características intrínsecas de los restos constituyentes (compuestos con mayor o menor resistencia a la descomposición), de la diversidad de organismos existentes en el suelo y de las condiciones climáticas (principalmente temperatura y humedad) (Swift *et al.*, 1979).

Los residuos de cosecha (hojas, acículas, corteza, y ramas), generalmente contienen grandes cantidades de nutrientes, los cuales se pueden conservar en el sitio después de la cosecha forestal (Smethurst y Nambiar, 1990; Mendham *et al.*, 2003). No solamente se producen grandes cantidades de residuos, sino además estos materiales contienen concentraciones más altas de nutrientes que los residuos que normalmente senescen y caen. En tal sentido, Santana *et al.* (2000), indicaron que aunque la corteza de distintas especies de *Eucalyptus* representa sólo entre el 10 y 18% del total de la biomasa aérea cosechada, presenta un alto contenido de nutrientes (73% del Ca total extraído, 65% del Mg, 46% del P, 41% del K y 24% del N en promedio de las especies estudiadas). En nuestro país, el método de cosecha utilizado en plantaciones comerciales de eucalipto descortezan las trozas en el campo, por lo que ocurre una devolución importante de nutrientes al suelo, dada la alta concentración de ellos en la corteza y en

otros restos de cosecha. En pino, las trozas comerciales no son descortezadas en el campo, por lo tanto, al exportarse dichas trozas del sitio junto con la corteza, se reduce el reciclaje de nutrientes a través de los restos.

Desde el punto de vista de la composición química de los restos, el contenido de N así como la relación C:N son muy importantes en determinar la velocidad de descomposición de los materiales vegetales (Burgess *et al.*, 2002). Si bien los microorganismos basan su actividad en la disponibilidad de C, necesitan también cierta cantidad de los demás nutrientes, enlenteciéndose la descomposición ante la escasez de alguno de ellos (Mary *et al.*, 1996). Cuando los restos se encuentran en grandes volúmenes, el N mineral del suelo es inmovilizado por la biomasa microbiana que los descompone, aportando de este modo el N necesario para el crecimiento de los microorganismos (Ambus y Jenssen, 2001). Las relaciones C:N mayores a 25 determinan un efecto neto de inmovilización, mientras que relaciones C:N inferiores a 25 promueven mineralización neta de N (Trinsoutrot *et al.*, 2000). Tanto con residuos incorporados como cuando los restos fueron dejados sobre la superficie, Pérez-Batallón *et al.* (2001) encontraron una inmovilización neta de N mineral del suelo durante la descomposición de residuos forestales.

Investigaciones realizadas en otros países han encontrado que en plantaciones de *Eucalyptus sp* ocurrieron bajas tasas de descomposición, las cuales generaron una acumulación de materia orgánica (MO) y, por consiguiente, un aumento en la cantidad de nutrientes en la interfase restos de cosecha-suelo (Adams y Attiwil, 1986; Louzada *et al.*, 1997; Gama-Rodrigues y Barros, 2002). Esa baja tasa de descomposición se debe, en parte, a la eficiente retranslocación de nutrientes dentro del eucalipto (ciclo bioquímico) produciendo restos de cosecha de baja calidad nutricional, especialmente en N y P (Gama-Rodrigues y Barros, 2002). Esto implicaría, al menos en el primer año de descomposición, el predominio del proceso de inmovilización de estos elementos (Guo y Sims, 1999; Gama-Rodrigues y Barros, 2002). Esto concuerda con otros autores, quienes

determinaron una lenta tasa de descomposición de los residuos de hojas del eucalipto y que ha sido reconocida como una característica de este género (Wood, 1974; Adams y Attiwill, 1986).

Metodológicamente el estudio del proceso de descomposición de los restos de cosecha puede ser realizado en condiciones controladas de laboratorio o a campo (“in situ”). En el primer caso es posible independizar las diferentes variables que inciden en el proceso (composición de restos, temperatura y humedad, etc.), de manera de cuantificar la incidencia de cada una de ellas en el proceso de descomposición. Por el contrario, a nivel de campo, los estudios abarcan la resultante del proceso en condiciones reales de producción, pero presentan la complejidad de no poder separar y cuantificar los efectos, ya que todos los factores interaccionan, dificultando su contribución específica al proceso.

Para estudiar la descomposición en condiciones de laboratorio se han propuesto metodologías con lixiviado periódico de los productos de la descomposición (Standford y Smith, 1972), en tanto que otros autores priorizan evitar disturbios en el sistema y por lo tanto realizan incubaciones destructivas (Allison y Sterling, 1949). Se ha visto que en las condiciones de no perturbación del suelo, existe un tope en los procesos de descomposición, debido a que no se retiran los productos de la descomposición del sistema, a diferencia de lo ocurrido en el suelo con vegetación de bosque (Cabrera y Kissel, 1988). En dichas condiciones, los nutrientes son lixiviados o absorbidos por otras plantas.

En el trabajo que se presenta se realizaron dos experimentos de descomposición de restos de cosecha de *Eucalyptus sp.* (hojas, ramas y corteza) y *Pinus taeda* (acículas y ramas), en condiciones de laboratorio (humedad y temperatura controladas). En los dos casos, se simuló lo que normalmente ocurre en condiciones de campo, cortando y colocando sobre la superficie del suelo los diferentes restos de cosecha. En el primer experimento se realizaron dos incubaciones aeróbicas en paralelo, una para el estudio de

la dinámica del C (midiendo la evolución del C-CO<sub>2</sub> de los diferentes residuos), y el otro para el estudio de la dinámica del N. En el segundo experimento se hizo una incubación en la cual se estudió además de la dinámica de C y N, la liberación de bases (Ca, Mg y K), a través de una simulación de lluvia y determinación de los nutrientes lixiviados.

El presente trabajo está conformado por una introducción general del tema en estudio y dos artículos científicos que se han escrito siguiendo el formato sugerido para publicar en la Revista Agrociencia (<http://www.fagro.edu.uy/agrociencia/index.html>).

## 2. DESCOMPOSICIÓN DE RESTOS DE COSECHA DE EUCALYPTUS SP. Y PINUS TAEDA EN CONDICIONES CONTROLADAS DE HUMEDAD Y TEMPERATURA. I. MINERALIZACIÓN DE C Y N DE LOS RESTOS

Gabriela Sánchez<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Suelos y Aguas, Facultad de Agronomía, Universidad de la República Oriental del Uruguay. Garzón 780, Montevideo, Uruguay (gsanchez@fagro.edu.uy).

### 2.1 RESUMEN

Luego de la cosecha forestal una importante proporción de la biomasa aérea de las plantaciones forestales queda en el sitio. La descomposición de los residuos forestales depende de sus características físicas y bioquímicas, condiciones climáticas y del tiempo desde la cosecha. Los objetivos de este trabajo fueron: i) determinar los patrones de descomposición de *Eucalyptus grandis*, *Eucalyptus globulus*, *Eucalyptus dunnii* (hojas, corteza y ramas) y *Pinus taeda* (acículas y ramas) con temperatura y humedad del suelo controladas; ii) determinar las características bioquímicas de los residuos que afectan las tasas de descomposición; y iii) estudiar la mineralización neta de N durante el proceso de descomposición de los residuos. En los residuos se determinó C total, C soluble, N total, lignina (L) y polifenoles solubles (Pol). Las diferentes fracciones fueron individualmente incubadas sobre la superficie de un Albic Argiudoll. Se determinó el C-CO<sub>2</sub> respirado y la mineralización neta de N. Las hojas de *E. grandis* y *E. dunnii* produjeron mayores cantidades de N mineral al final del período que las acículas de pino y hojas de *E. globulus*. Los restos leñosos tendieron a inmovilizar N. Las acículas de pino produjeron menos C-CO<sub>2</sub> que las hojas de *Eucalyptus*, mientras que no hubo diferencias en el C-CO<sub>2</sub> acumulado entre las ramas de las diferentes especies. De este estudio se puede concluir que los patrones de descomposición de los restos forestales pueden ser explicados por sus características físicas y químicas (contenido de C soluble, L, Pol y relación C:N).

**PALABRAS CLAVE:** residuos forestales, inmovilización, relación C:N, lignina, polifenoles.

Decomposition of harvest residues of *Eucalyptus* sp. and *Pinus taeda* in controlled conditions of soil moisture and temperature. I. N and C mineralization of the residues

## 2.2 SUMMARY

After harvest an important proportion of the aerial biomass of the forest plantations is left on the site after harvest. The decomposition of the residues depends on their physical and biochemical characteristics, climatic conditions and the time period since the harvest. The objectives of this work were: i) to determine decomposition patterns of the residues of *Eucalyptus grandis*, *Eucalyptus globulus*, *Eucalyptus dunnii* (leaves, bark and branches) and *Pinus taeda* (needles and branches) under controlled temperature and soil moisture; ii) to determine the biochemical characteristics affecting the decomposition rates iii) to study net N mineralization throughout the decomposition process of the harvest residues. Total and soluble C, total N, lignin (L) and soluble polyphenol (Pol) contents in the residues were determined. The different fractions were individually incubated on the soil surface of an Albic Argiudoll. Evolved C-CO<sub>2</sub> and net N mineralization were determined. The leaves of *E. grandis* and *E. dunnii* produced higher amounts of mineral N at the end of the period than *P. taeda* needles and leaves of *E. globulus*. The woody residues tended to immobilize N. The *P. taeda* needles released less C-CO<sub>2</sub> than *Eucalyptus* leaves, while there were no differences in accumulated C-CO<sub>2</sub> among branches of the different species. From this study it was concluded that the decomposition patterns of forest residues can be explained by their physical and chemical characteristics (soluble C, lignin and soluble polyphenol contents, and C:N ratio).

KEY WORDS: forest residues, immobilization, C: N ratio, lignin, polyphenol.

## 2.3 INTRODUCCIÓN

El aumento del área forestada en Uruguay ha producido cambios en el uso del suelo de pastoril-agrícola a forestal (MGAP, 2007). Esto viene generando cambios en diferentes propiedades químicas del suelo, uno de las cuales es a través de la modificación en la distribución y tipo de materia orgánica del suelo, como consecuencia de la acumulación de restos en superficie (Goya *et al.*, 1997).

En plantaciones de *Eucalyptus sp.* se han determinado bajas tasas de descomposición, generando una acumulación de C y, por consiguiente, un aumento en la cantidad de nutrientes en la interfase restos de cosecha-suelo (Adams y Attiwill, 1986; Louzada *et al.*, 1997; Gama-Rodrigues y Barros, 2002). Otros autores también observaron una descomposición lenta en los residuos de hojas de eucalipto, siendo ésta una característica de este género (Adams y Attiwill, 1986).

Luego de la cosecha, queda en el sitio un porcentaje importante de la biomasa aérea (hojas, corteza y ramas), que será descompuesta con una intensidad variable, que depende de sus características intrínsecas (tamaño de los residuos, proporción de compuestos con mayor o menor resistencia a la degradación), así como de la diversidad de organismos existentes en ese suelo, y de las condiciones climáticas, como temperatura y humedad (Jenkinson, 1981). Hernández *et al.* (2007) en un estudio de descomposición a campo realizado en Uruguay durante dos años, encontraron que las velocidades de descomposición de los restos de cosecha de *Eucalyptus sp.* mostraron diferencias según la especie y el tipo de restos. González (2008) observó que en *E. globulus* las hojas fueron el componente con mayor tasa de descomposición, alcanzando un 70% de descomposición luego de dos años. Las ramas finas, medias y corteza mostraron tasas menores, alcanzándose una descomposición promedio de 29% para las ramas y 19% para la corteza. Para *E. grandis* y *E. dunnii*, fueron también las hojas las de más rápida descomposición (50%), seguidas de ramas menores a 1 cm de diámetro



(Hernández *et al.*, 2007). Estudios llevados a cabo por Santos Costa *et al.* (2005) en Brasil, en *E. grandis* demostraron que al final del período de descomposición (382 días), la pérdida de masa de restos de cosecha fue de aproximadamente 30%. En el trabajo de Hernández *et al.* (2007) los residuos de *Pinus taeda*, acículas y ramas finas tuvieron una disminución similar de menos del 10% de su peso inicial luego de dos años de la cosecha.

En Uruguay, si bien se han encontrado diferencias en la tasa de descomposición según el tipo de residuo (Hernández *et al.*, 2009), aún no se ha caracterizado el efecto de la composición química en dicha tasa. Para caracterizar la composición química de los restos se pueden utilizar varios parámetros indicadores: relación C:N, C soluble, contenido de lignina, polifenoles solubles, etc. La incorporación en el suelo de restos con una relación C:N < 20 genera mineralización neta de N, y los materiales con una relación C:N > 20 provocan inmovilización neta (Wagner y Wolf, 1999). En ecosistemas forestales, el contenido de lignina en los restos ejerce influencia sobre el C y la mineralización de N, especialmente al final de la descomposición (Berg y McClaugherty, 2003). Cuanto más alto es el contenido inicial de lignina, mayor la cantidad de N inmovilizado por unidad de C respirado (Melillo *et al.*, 1982). Santos Costa, *et al.*, (2005) encontraron que los restos de hojas de eucalipto presentaron una elevada concentración inicial de polifenoles variando de 57 g kg<sup>-1</sup> a 61 g kg<sup>-1</sup>, los cuales influyen en el ciclo de los nutrientes del suelo a través de mecanismos múltiples (Hattenschwiler y Vitousek, 2000).

Los objetivos del presente trabajo fueron: a) determinar los patrones de descomposición de diferentes residuos de cosecha de *E. grandis*, *E. globulus*, *E. dunnii* y *P. taeda* en condiciones controladas de temperatura y humedad; b) determinar las características de los residuos que afectan mayoritariamente dichas tasas de

descomposición; y c) estudiar la mineralización neta de N durante las diferentes etapas del proceso de descomposición de estos residuos de cosecha.

## 2.4 MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.4.1 Caracterización de los restos de cosecha

Los restos de cosecha evaluados fueron hojas, corteza y ramas de tres especies de eucalipto (*E. grandis* Hill ex Maiden., *E. globulus* Labill y *E. dunnii* Maiden), y acículas y ramas de pino (*P. taeda* L.). Al inicio de la incubación, se determinó en los restos de cosecha el contenido de C total y soluble por oxidación con  $K_2Cr_2O_7$ , seguido por una determinación colorimétrica (Nelson y Sommers, 1996). El N total y soluble se determinó por Kjeldahl. La determinación de lignina (L) se realizó mediante hidrólisis ácida para lo cual se trató el material con  $H_2SO_4$  concentrado por 1 hora, diluyéndolo luego hasta llegar a una concentración de ácido de 3% y se llevó a ebullición durante 4 hs, se filtró y se determinó el material remanente por gravimetría (Schwanninger *et al*, 2002). Para el análisis de polifenoles solubles (Pol), la extracción se realizó con  $H_2O$  (100 °C, 1h), y la determinación se hizo por colorimetría mediante el método Folin-Ciocalteu (Singleton y Rossi, 1965).

### 2.4.2 Incubaciones para el estudio de la dinámica del nitrógeno

Para el estudio se utilizó el horizonte A (0-20 cm) de un Acrisol Álbico de la Unidad Rivera (Thermic Albic Argiudoll), el cual se tamizó a 5 mm, eliminando raíces y gravillas, y se mantuvo húmedo hasta el inicio del experimento. Este suelo presentó un contenido total de C y N de 8,0 y 0,7 mg kg<sup>-1</sup> respectivamente, y un pH<sub>(H<sub>2</sub>O)</sub> de 4.2.

El experimento consistió de 12 tratamientos con 18 repeticiones cada uno (dado que se realizó un muestreo destructivo). Los tratamientos fueron: un testigo (suelo sin restos), tres tipos de residuos (hojas, corteza y ramas) de cada una de las especies del

género *Eucalyptus*: *E. grandis*, *E. globulus* y *E. dunnii*; y dos tipos de residuos (acículas y ramas) de *P. taeda*. Se colocaron 25 g de suelo fresco y tamizado en frascos de vidrio con tapa rosca (semitapados para permitir la entrada de oxígeno), y se agregó agua hasta llevar el contenido de humedad del suelo a capacidad de campo. En cada frasco se agregó individualmente cada resto de cosecha (picado a 1 cm de largo) sobre la superficie del suelo, sin ser mezclado, simulando la situación que ocurre luego de la cosecha de un monte. Las cantidades agregadas de cada resto de cosecha fueron calculadas, basadas en cuantificaciones realizadas en experimentos previos (Hernández *et al.*, 2007). Así, en el caso de las hojas (acículas), corteza y ramas se colocaron 2,08; 4,64 y 3,52 g de resto (peso seco) en cada frasco, respectivamente (equivalentes a 0,13; 0,29 y 0,22 g cm<sup>-2</sup> de suelo, respectivamente). El contenido de agua se controló quincenalmente. La temperatura fue mantenida a 25°C durante los 188 días que duró el experimento.

Para el análisis de N mineral (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) se tomaron tres repeticiones de cada tratamiento a los 15, 30, 60, 90, 120 y 188 días. La extracción se realizó agitando el contenido de cada frasco con 100 mL de KCl 2M por 1 hora. Se determinó el contenido de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> según reacción de Griess-Ilosvay; (Mulvaney, 1996). El N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> se determinó según el método de Berthelot (Rhine *et al.*, 1998). El contenido de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> se corrigió por el contenido de humedad de las muestras, por lo que los datos se expresan en base seca de suelo.

#### 2.4.3 Incubaciones para el estudio de la dinámica del carbono

En este caso, el experimento consistió en los mismos 12 tratamientos indicados en el experimento anterior, pero con tres repeticiones cada uno. Las condiciones de humedad y temperatura fueron las mismas que para el estudio de dinámica del nitrógeno. Para la determinación de la evolución de C-CO<sub>2</sub> se pesaron 25 g de suelo fresco en vasos de 50 mL, ubicando los distintos restos forestales sobre la superficie del

suelo; los vasos se colocaron dentro de frascos de 1 L cerrados herméticamente, con un recipiente que contenía 5 mL de NaOH 0,25 M. Luego de cada período de incubación, se tituló el NaOH con HCl 0,1 M (Hassink, 1994). Se calculó el C-CO<sub>2</sub> liberado por diferencia respecto al C-CO<sub>2</sub> atrapado en frascos control sin suelo. En cada medición se controló el contenido de humedad y se volvió a colocar un recipiente con NaOH 0,25 M para la medición siguiente. La determinación de C-CO<sub>2</sub> fue semanal, y el control de humedad del suelo quincenal.

#### 2.4.4 Cálculos y análisis estadístico de los datos

A partir de los resultados de contenido de N mineral en el suelo se calculó la mineralización neta de N, (N liberado o inmovilizado por los residuos) siendo la diferencia entre el resultado promedio de cada tratamiento respecto al testigo. Se realizó el análisis de varianza para el contenido de N mineral y C respirado en cada muestreo, considerando un diseño de parcelas al azar. Para la proporción de C mineralizado de los diferentes restos se ajustó un modelo de decrecimiento exponencial,  $w = w_r e^{-(k_1 t)} + w_d e^{-(k_2 t)}$ , donde  $w_r$  es el C lentamente mineralizado;  $w_d$  el pool de C rápidamente mineralizado;  $k_1$  y  $k_2$  son las constantes de descomposición diaria. También se el hizo análisis de regresión entre los resultados de mineralización neta de N de los diferentes tratamientos y el contenido inicial de N total, el C soluble y N solubles, la relación C:N, la relación L:N, y la relación Pol:N. En este último análisis, se trabajó solamente con el género *Eucalyptus*. Se relacionaron los porcentajes de descomposición de los restos al final del período con los parámetros bioquímicos de dichos restos. Para el análisis estadístico se usó el Programa SAS (SAS Institute, Inc., 1985). Los resultados se presentan como el promedio de las tres repeticiones. En todos los análisis se consideró una  $P < 0,05$  como significativa.

## 2.5 RESULTADOS

### 2.5.1 Composición de los restos de cosecha al inicio del experimento

El contenido de N total, C y N soluble fue mayor en las acículas de pino, y en las hojas de las tres especies de eucalipto (Cuadro 1), comparado con los demás restos forestales.

Cuadro 1. Composición de los materiales al inicio del experimento.

Resto forestal	C total (mg g <sup>-1</sup> )	N total (mg g <sup>-1</sup> )	C:N†	C soluble (mg g <sup>-1</sup> )	C soluble / C total (%)	N soluble (mg g <sup>-1</sup> )	N soluble/ N total (%)	Lignina (mg g <sup>-1</sup> )	L:N ††	Pol (mg g <sup>-1</sup> )	Pol:N †††
<i>P.Taeda</i> - Acícula	508	10,8	47	129,4	25,5	0,7	6,6	314,1	29	94,3	9
<i>P.Taeda</i> - Rama	465	3,8	121	84,9	18,2	0,7	18,8	334,1	87	84,5	22
<i>E.Grandis</i> - Hoja	436	16,9	26	138,9	31,8	1,1	6,5	330,1	20	245,4	15
<i>E.Grandis</i> - Corteza	411	3,2	130	69,3	16,9	0,4	14,1	213,1	67	142,5	45
<i>E.Grandis</i> - Rama	402	4,1	98	80,8	20,1	0,7	15,8	239,4	58	162,8	40
<i>E.Globulus</i> - Hoja	508	10,3	49	153,2	30,2	0,8	7,7	381,3	37	210,6	20
<i>E.Globulus</i> - Corteza	389	2,3	167	61,3	15,7	0,3	11,6	205,2	88	100,2	43
<i>E.Globulus</i> - Rama	444	4,4	101	93,6	21,1	1,1	25,8	351,3	80	212,4	48
<i>E.Dunnii</i> - Hoja	442	14,1	31	132,7	30,0	0,9	6,3	338,1	24	256,6	18
<i>E.Dunnii</i> - Corteza	446	2,7	162	78,6	17,6	0,2	7,7	229,0	97	198,6	72
<i>E.Dunnii</i> - Rama	410	4,5	90	84,8	20,7	0,6	12,9	269,6	59	194,2	43
Promedio	442	7,0	92,9	100,7	22,5	0,7	12,2	291,4	59	172,9	34
Std	39,5	5,1	49,9	31,7	5,8	0,3	6,2	61,9	28	60,5	19
CV%	8,9	72,8	53,7	31,5	26,0	43,4	51,0	21,2	47	35,0	55

†. C:N (relación carbono-nitrógeno). †† L:N (relación lignina-nitrógeno). ††† Pol:N (relación polifenoles-nitrógeno)

Las hojas del género *Eucalyptus* y acículas del género *Pinus* fueron los materiales que presentaron las más bajas relaciones C:N, seguidos de las ramas, mientras la corteza de *Eucalyptus sp* presentó los mayores valores. El contenido de polifenoles fue menor en el género *Pinus*, tanto en acículas como en ramas en comparación con los restos de cosecha del género *Eucalyptus*. El contenido de lignina fue mayor en las hojas que en las ramas y cortezas del género *Eucalyptus*, destacándose el valor relativamente bajo en la corteza de las tres especies. Por el contrario, el género *Pinus* no presentó diferencias entre los restos, en cuanto al contenido de lignina. Las relaciones L:N y Pol:N fueron más altas en cortezas y ramas comparadas con las hojas y acículas.

En el Cuadro 2 se muestra la correlación entre los distintos compuestos de los restos de cosecha del género *Eucalyptus* y *Pinus*.

Cuadro 2. Coeficiente de correlación Pearson (r) entre las características químicas de los restos de cosecha de *Eucalyptus* y *Pinus*. Entre paréntesis, se indican los niveles de probabilidad.

	C soluble	N total	N soluble	Lignina	Polifenoles solubles
C total	0,72 (0,01)	0,44 (0,18)	0,31 (0,35)	0,77 (<0,01)	-0,02 (0,95)
C soluble		0,90 (<0,01)	0,66 (0,03)	0,80 (<0,01)	0,49 (0,13)
N total			0,67 (0,03)	0,60 (0,05)	0,53 (0,09)
N soluble			1,00	0,75 (0,01)	0,49 (0,12)
Lignina					0,42 (0,20)

El C soluble de los residuos estuvo positivamente correlacionado con la cantidad total de C, así como con el N total. El N soluble estuvo correlacionado con el N total y el C soluble. Los contenidos de lignina estuvieron correlacionados con todos los compuestos excepto con los polifenoles. Estos últimos no estuvieron significativamente correlacionados con el C total.

### 2.5.2 Mineralización e inmovilización de nitrógeno

En la Figura 1a se presenta la evolución de la concentración de N mineral en el suelo de los tratamientos con agregado de hojas (eucalipto), acículas (pino) y el testigo. Los valores por encima del testigo indican mineralización neta de N, en tanto que los valores por debajo indican inmovilización neta. Hasta el día 32 de la incubación, no se encontraron diferencias estadísticas significativas entre los restos ( $P < 0,05$ ), aunque las hojas de *E. grandis* mostraron tendencia a la mineralización neta de N ( $18,4 \text{ mg N kg}^{-1}$ ). Los otros restos de cosecha generaron inmovilización neta, pues todos presentaron valores por debajo del testigo (el cual fue  $18,9 \text{ mg N kg}^{-1}$ ).

En el día 57, las hojas de *E. grandis* produjeron el mayor contenido de N mineral respecto al testigo ( $83,6 \text{ mg N kg}^{-1}$  y  $24,2 \text{ mg N kg}^{-1}$ , en hojas de *E. grandis* y testigo, respectivamente). Al final del período no se encontraron diferencias significativas entre *E. grandis* y *E. dunnii* ( $176,9 \text{ mg N kg}^{-1}$  y  $185,5 \text{ mg N kg}^{-1}$ , en hojas de *E. grandis* y *E. dunnii*, respectivamente). Las acículas de pino y las hojas de *E. globulus* produjeron menos N mineral con respecto a las hojas de *E. grandis* y *E. dunnii*, y no tuvieron diferencias significativas entre ellas al final del período ( $P < 0,05$ ). Sin embargo las acículas se situaron por encima del testigo, indicando mineralización neta de N, mientras que las hojas de *E. globulus* determinaron inmovilizaron neta de N.



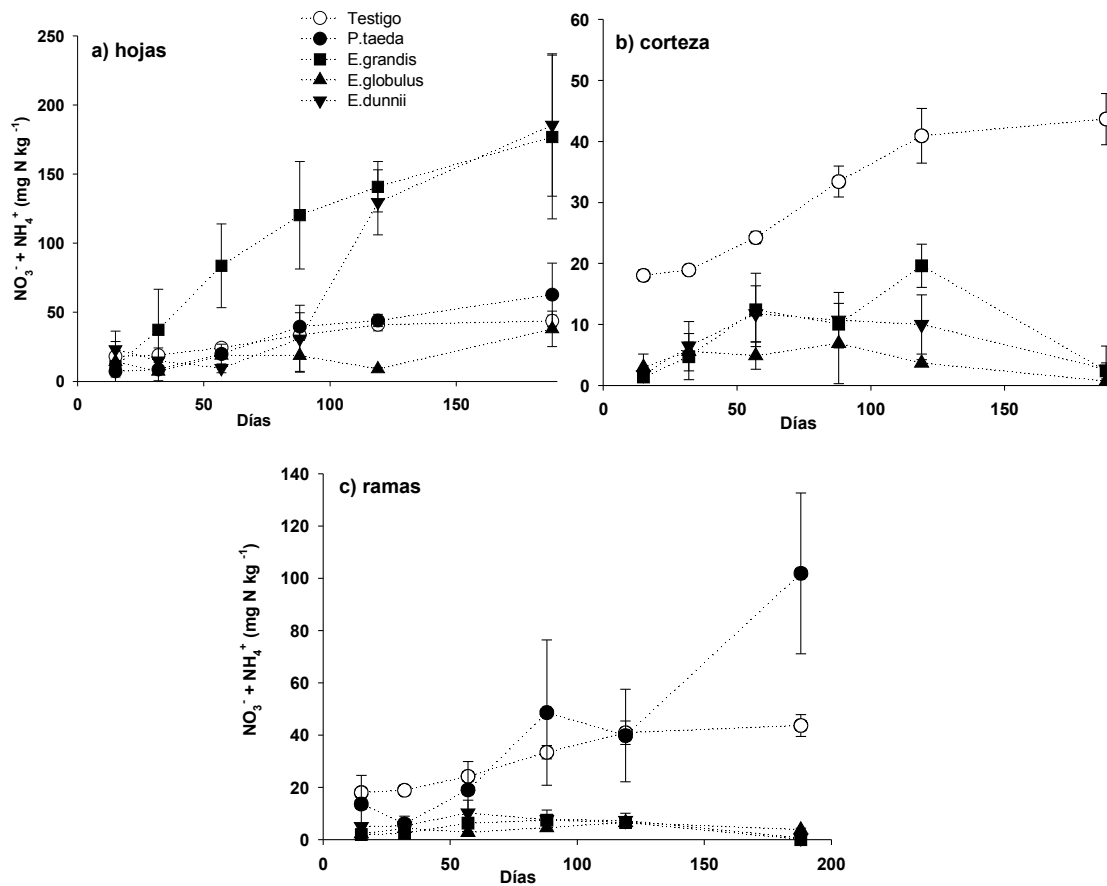


Figura 1. Nitrógeno mineral acumulado ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ ) en suelos incubados con diferentes restos de cosecha de *P. taeda*, *E. grandis*, *E. globulus* y *E. dunnii* y el suelo testigo sin agregado.

El N mineral total producido durante la descomposición de los restos de corteza del género *Eucalyptus* no mostró diferencias significativas entre especies para cada fecha de muestreo ( $P < 0,05$ ), pero en todos los muestreos hubo inmovilización neta de N mineral, estando los contenidos de N mineral muy por debajo del testigo (Figura 1b).

Los restos de rama no mostraron diferencias significativas entre las especies al inicio de la incubación ( $P < 0,05$ ), ni entre ellas y el testigo sin restos. Las ramas de pino fueron la única fracción que mineralizó N luego de 90 días de incubación ( $48,6 \text{ mg N kg}^{-1}$  vs  $33,4 \text{ mg N kg}^{-1}$  correspondiente al testigo). Las ramas de eucalipto no presentaron diferencias significativas entre ellas ( $P < 0,05$ ) en ningún momento y además siempre inmovilizaron N del suelo (Figura 1c).

### 2.5.3 Relaciones entre las características químicas del material a descomponer y el nitrógeno mineralizado o inmovilizado.

Este análisis se realizó solamente en el género *Eucalyptus*. Cuando los resultados de la mineralización de N se compararon con las características químicas de los residuos, se encontró que las relaciones podían ajustarse con un modelo polinomial (cuadrático-plateau) (Figura 2).

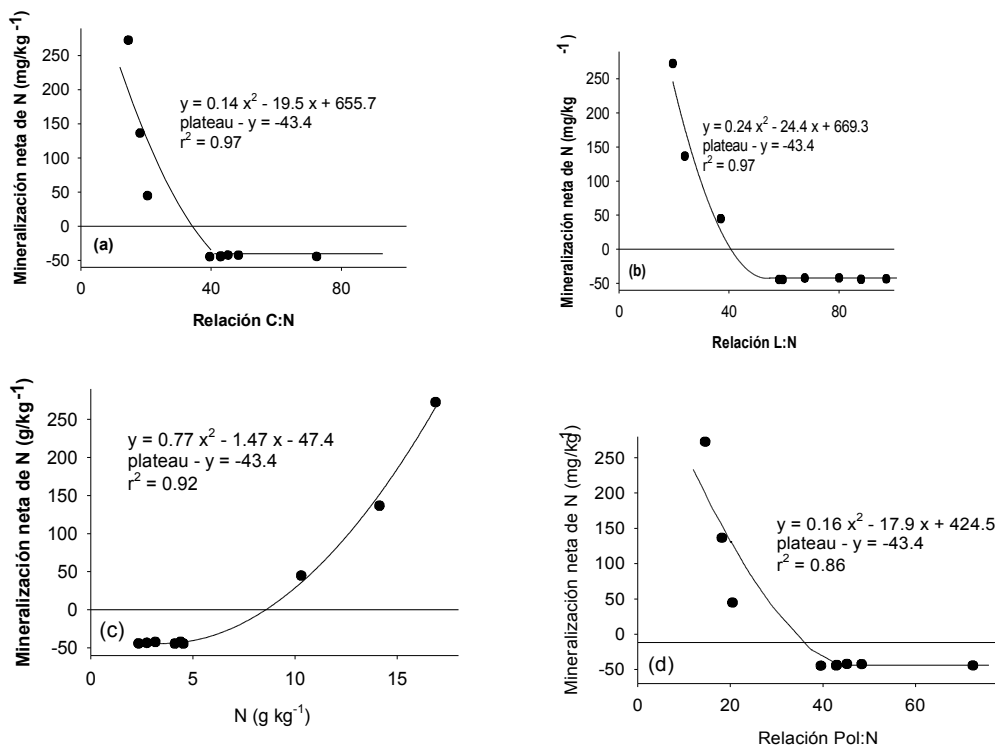


Figura 2. Relaciones entre las características químicas de los restos de cosecha y el N inmovilizado o mineralizado al final del período de incubación: a) relación C:N; b) relación L:N; c) N total y d) relación Pol:N.

Las relaciones entre la mineralización neta de N con respecto a la relación C:N, relación L:N, N total y relación Pol:N de los residuos al inicio de la incubación, presentaron un ajuste bueno ( $R^2 > 0,90$ ), siendo la relación con el cociente Pol:N la de menor ajuste ( $R^2 = 0,86$ ). Los puntos por encima del eje de las abscisas, corresponden a las hojas de *E. grandis* y *E. dunnii*; las hojas de *E. globulus* son las que se ubican casi sobre el eje abscisas; y los puntos por debajo del eje de abscisas, son los restantes restos de cosecha (corteza y ramas de todos los restos). La Figura 2a, 2b, y 2d muestra que el aumento de la relación de C:N, L:N y Pol:N se relacionó con la inmovilización de N. La Figura 2c, muestra que los restos con mayor contenido inicial de N total provocaron un aumento en la mineralización neta de N.

#### 2.5.4 Mineralización de carbono

Al inicio de la incubación, las acículas de pino y las hojas de *E. dunnii* (Figura 3a) produjeron menos C-CO<sub>2</sub> con respecto a las hojas de *E. globulus* y *E. grandis*, indicando una descomposición más lenta ( $P < 0,05$ ). Desde el día 57 y hasta el final del período, las acículas de pino produjeron menos C-CO<sub>2</sub> (8238 mg C kg<sup>-1</sup> de suelo al final del período) en comparación con las hojas de eucalipto (9322 mg C kg<sup>-1</sup>, 9809 mg C kg<sup>-1</sup> y 10410 mg C kg<sup>-1</sup>; correspondiendo a las hojas de *E. grandis*, *E. dunnii* y *E. globulus*, respectivamente). Las hojas de *E. globulus* produjeron mayor cantidad de C-CO<sub>2</sub> a partir del día 119, pero a los 188 días de la incubación, no fue significativamente diferente de las hojas de *E. dunnii* ( $P < 0,05$ ).

La producción de C-CO<sub>2</sub> acumulada por la descomposición de la corteza siempre fue menor en *E. globulus*, comparado con *E. grandis* y *E. dunnii* ( $P < 0,05$ ) (Figura 3b), las cuales no presentaron diferencias significativas entre ambas ( $P < 0,05$ ). Las ramas de las distintas especies presentaron diferencias significativas al inicio de la incubación

(Figura 3c), siendo la rama de *E. globulus* la que menos CO<sub>2</sub> produjo. A partir del día 119 de la incubación, el C-CO<sub>2</sub> producido no mostró diferencias significativas entre las ramas de las diferentes especies ( $P < 0,05$ ).

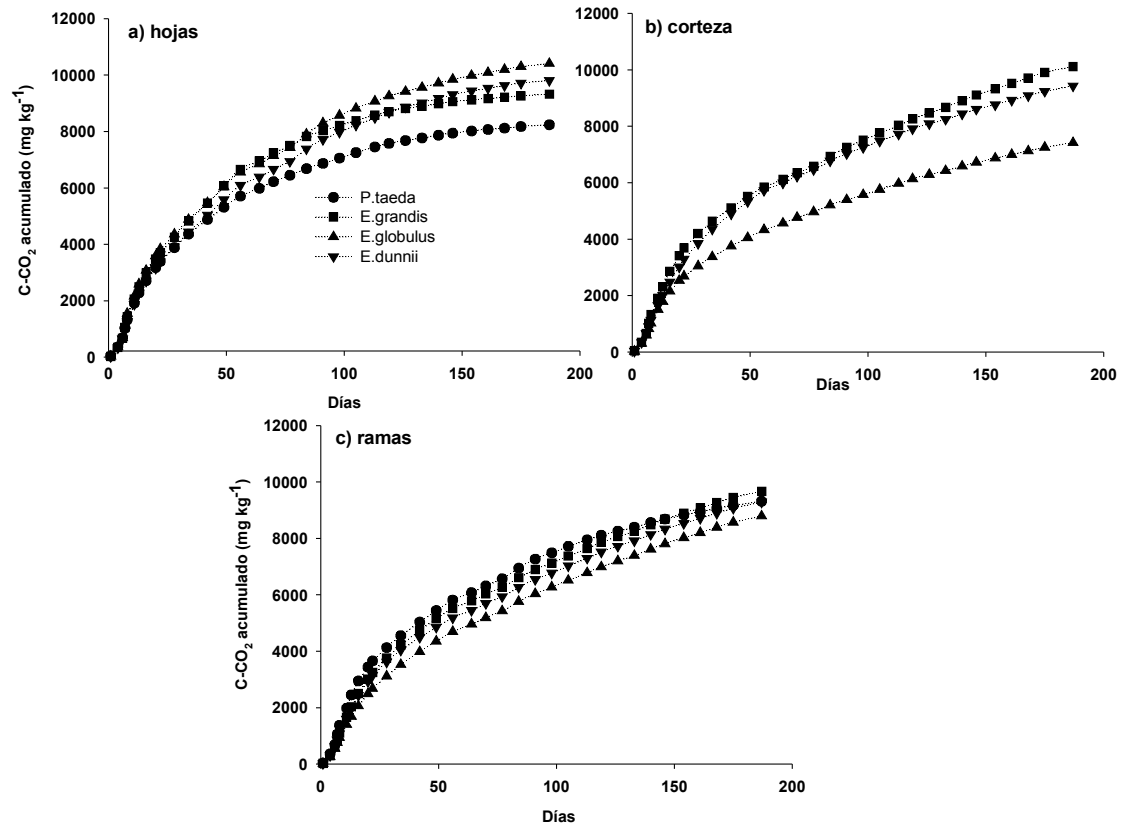


Figura 3. Producción de C-CO<sub>2</sub> acumulada en suelos incubados con diferentes restos de cosecha de *P. taeda*, *E. grandis*, *E. globulus* y *E. dunnii*.

En la Figura 4 se presentan la evolución de la pérdida de carbono de los restos por mineralización, expresada como el porcentaje del C inicial que aún permanece en los restos de cosecha. Se observa que los residuos de hojas del género *Eucalyptus* son los que más rápido mineralizan el C. Al final del período de incubación, las hojas tienen los

porcentajes más altos de mineralización (20% mineralizado), seguido de la acícula de *P. taeda* (15%) y por último los residuos leñosos (aproximadamente 10%).

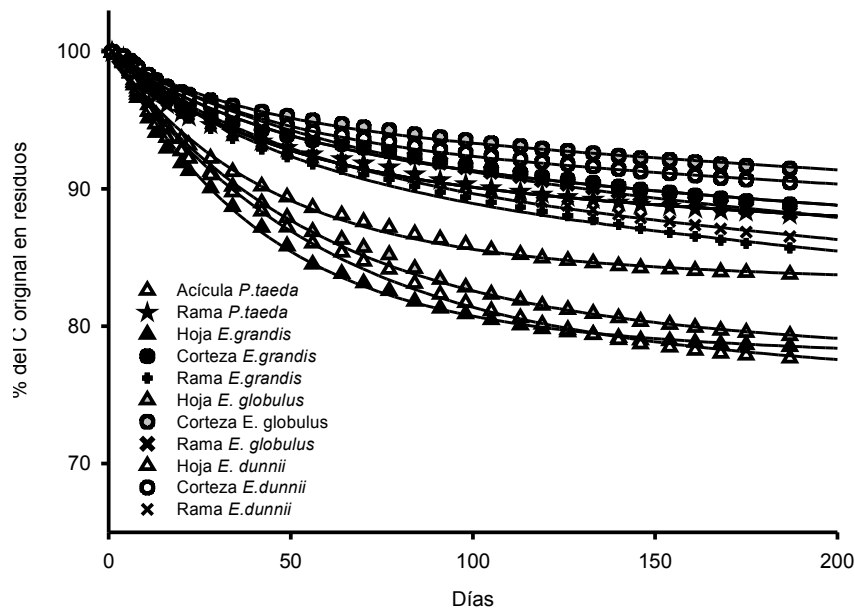


Figura 4. Carbono remanente en los diferentes restos de cosecha como porcentaje del C original presente en los diferentes residuos de *P. taeda*, *E. grandis*, *E. globulus* y *E. dunnii*

Es claro que una alta proporción de las hojas fue descompuesta, especialmente en el período inicial, mientras que la corteza fue la que menos se descompuso. Las ramas presentaron un comportamiento intermedio. Sin embargo, los materiales leñosos no mostraron alcanzar una estabilización en la descomposición, tendencia que sí fue observada en las hojas.

Para la proporción de C mineralizado de los diferentes restos se ajustó un modelo de decrecimiento exponencial,  $w = w_r e^{-(k_1 t)} + w_d e^{-(k_2 t)}$ , (Cuadro 3). Las hojas de *Eucalyptus* presentaron los valores más bajos de  $w_r$  y más altos de  $w_d$  con respecto a las acículas del género *Pinus*. Los residuos leñosos presentaron el valor más alto de  $w_r$  y el más bajo de

$w_d$ , demostrando que son los residuos que proporcionalmente tuvieron la menor descomposición.

Cuadro 3. Parámetros del modelo de mineralización ajustado a los datos de descomposición de restos de *E. grandis*, *E.globulus*, *E.dunnii* y *P.taeda*

Residuo	<sup>(†)</sup> $W_r$	$k_1$	$W_d$	$k_2$	$R^2$
<i>P.Taeda</i> - Acícula	84,7	-0,0001	15,3	-0,0235	0,99
<i>P.Taeda</i> - Rama	90,4	-0,0001	9,5	-0,0228	0,99
<i>E.Grandis</i> - Hoja	79,5	-0,0001	20,9	-0,0243	0,99
<i>E.Grandis</i> - Corteza	92,2	-0,0002	7,6	-0,0217	0,99
<i>E.Grandis</i> - Rama	90,2	-0,0003	9,6	-0,0210	0,99
<i>E.Globulus</i> - Hoja	79,9	-0,0001	19,7	-0,0179	0,99
<i>E.Globulus</i> - Corteza	94,6	-0,0002	5,3	-0,0276	0,99
<i>E.Globulus</i> - Rama	91,7	-0,0002	9,0	-0,0159	0,99
<i>E.Dunnii</i> - Hoja	78,8	-0,0001	21,2	-0,0181	0,99
<i>E.Dunnii</i> - Corteza	93,2	-0,0002	6,9	-0,0238	0,99
<i>E.Dunnii</i> - Rama	90,5	-0,0003	9,2	-0,0191	0,99

(†)  $w = w_r e^{-(k_1 t)} + w_d e^{-(k_2 t)}$ ;  $w_r$  define el C lentamente mineralizado;  $w_d$  el pool de C rápidamente mineralizado;  $k_1$  y  $k_2$  son las constantes de descomposición diaria;  $R^2$  es el ajuste del modelo.

### 2.5.5 Relaciones entre las características químicas y la mineralización de carbono

En la Figura 5 se presentan las relaciones entre las características químicas y el porcentaje del C mineralizado de todos los restos forestales al final del estudio. Hubo una relación lineal negativa entre la proporción de residuo descompuesto y las relaciones C:N y L:N y positiva con el contenido de C soluble en los residuos. La relación con C:N es la de mejor ajuste ( $R^2 = 0,74$ ), aunque también tuvo un buen ajuste la relación L:N, siendo más débil la relación entre descomposición y contenido de C soluble. Si sólo se usan los restos de eucalipto para realizar los análisis de regresión con las características químicas, el ajuste mejora llegando a valores de  $R^2$  de 0,92 y 0,85 (para C:N y L:N, respectivamente; datos no presentados).

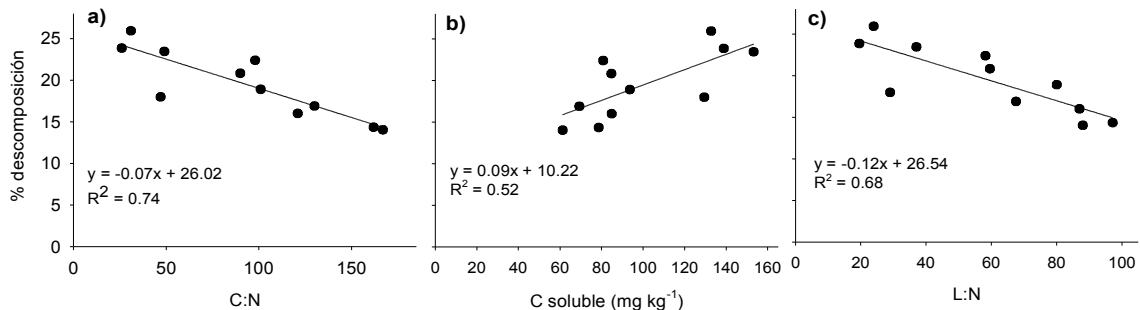


Figura 5. Relaciones entre las características químicas de los restos de cosecha y el porcentaje de descomposición de los distintos restos forestales a) relación C:N, b) C soluble, c) relación L:N.

## 2.6 DISCUSIÓN

### 2.6.1 Mineralización e inmovilización de nitrógeno

Las acículas de pino y las hojas de *E. globulus* presentaron una relación C:N más elevada (47 y 49, respectivamente) que la relación C:N de las hojas de *E. grandis* y *E.*

*dunnii* (26 y 31, respectivamente), lo que explica los diferentes comportamientos observados en cuanto a mineralización neta de N. Por otra parte, las hojas más gruesas y duras de *E. globulus* provocaron probablemente un enlentecimiento del ataque por parte de los microorganismos (Canhoto y Graça, 1999). Las acículas de pino poseen propiedades poco favorables para el ataque microbiano; pues por un lado tienen una capa cerosa externa que impide la entrada de agua, sobre todo al inicio de la descomposición (Cape, 1983), y por otro lado las acículas tienen una menor superficie de contacto. La presencia de formas de N orgánico soluble es un indicador del N que estará rápidamente disponible para los microorganismos al iniciarse la descomposición. La mayor fracción de N soluble en las hojas de *E. grandis*, junto a la baja relación C:N, puede explicar la rápida mineralización neta inicial producida de estas hojas, comparada con las hojas de las otras especies (Figura 1a).

La composición química inicial de los restos de rama y corteza de todas las especies en estudio, presentó relaciones C:N desfavorables para la mineralización (relación C:N > 20), lo cual se tradujo en la inmovilización del N. La incorporación en el suelo de restos con una proporción C:N < 20 pueden causar la mineralización neta de N, mientras que los materiales con una relación C:N > 20 tienden a causar la inmovilización neta de N (Trinsoutrot *et al.*, 2000). En este estudio, la relación C:N más alta fue desfavorable para la producción de N mineral, lo cual concuerda con lo expresado por Wagner y Wolf (1999), quienes concluyeron que las propiedades bioquímicas de los residuos de cosecha, (tales como la relación C:N), afectan fuertemente su descomposición en el suelo y los flujos asociados de C y N.

En este estudio, la corteza de las diferentes especies no presentó diferencias significativas en la producción de N mineral, probablemente debido a que la composición inicial de estos materiales fue similar, destacándose la baja concentración de N total de estas fracciones en comparación con las demás (Cuadro 1). De todas



formas, la tendencia mostrada en la Figura 1b) es que la corteza de *E. globulus* no inmoviliza más N que la de otros restos, a pesar de sus propiedades físicas desfavorables (mayor espesor) para el ataque de los microorganismos (O'Connell *et al.*, 2004).

Las ramas de *P. taeda* produjeron mayor cantidad de N mineral que las ramas de *Eucalyptus sp.*, lo cual puede estar asociado al menor contenido de polifenoles, con respecto al género *Eucalyptus*. Esto está en concordancia con lo observado por otros autores, quienes encontraron que contenidos elevados de polifenoles en los residuos han mostrado tener efectos desfavorables en la mineralización del N (Baldwin *et al.*, 1983; Gallardo y Merino 1993; Schimel *et al.*, 1998; Fierer *et al.*, 2001). Los restos con altos tenores de polifenoles, según Palm *et al.* (2001), limitarían la liberación de N. La acción de los polifenoles en el proceso de descomposición estaría relacionada con la formación de un complejo con el N, disminuyendo su liberación de los restos (Constantinides y Fownes, 1994; Handayanto *et al.*, 1997).

Los compuestos fenólicos en los residuos también han mostrado tener efectos en el ciclo de los nutrientes del suelo a través de mecanismos múltiples (Hattenschwiler y Vitousek 2000). Estos incluyen el aumento de la inmovilización de N en residuos (Gallardo y Merino 1993), la alteración de la proporción de N orgánico disuelto a N inorgánico en la solución del suelo (Northup *et al.* 1995), actuando como inhibidores microbianos generales o como fuentes de C lábil (Schimel *et al.*, 1998; Fierer *et al.*, 2001), o específicamente inhibiendo la nitrificación (Baldwin *et al.*, 1983).

En los ecosistemas forestales, el contenido de lignina en los restos de las plantas ejerce influencia sobre el C y la mineralización de N, especialmente al final de la descomposición (Berg y McClaugherty, 2003). Los contenidos de lignina en los residuos influyen en la velocidad de degradación de éstos. Cuantos mayores son estos contenidos, más resistentes a la descomposición son los materiales y por tanto menor es la velocidad de degradación de los mismos.

En este estudio, si bien la concentración de lignina fue mayor en las hojas, la relación L:N más desfavorable para la mineralización se observó en los componentes leñosos, lo que puede asociarse, igualmente que para la relación C:N, con la inmovilización del N. Es decir que es más importante la relación L:N que el contenido absoluto de lignina. Esta fracción orgánica descrita como más resistente a la degradación, aumenta su concentración con el transcurso del proceso de descomposición, mientras se produce la liberación de formas más solubles de C (Hammel, 1997).

#### 2.6.2 Relaciones entre las características químicas del material a descomponer y el nitrógeno mineralizado o inmovilizado.

El modelo polinomial ajustado para describir la relación entre la mineralización neta de N y las diferentes características de los residuos mostró un buen ajuste en todos los casos. Sin embargo, para la relación C:N o L:N, y la mineralización neta del N, el modelo cuadrático-plateau mostró un mejor ajuste que el modelo cuadrático, aunque fueron incapaces de describir la falta de relación entre la amplia gama de relaciones C:N y L:N, y los valores netos de N mineralizado en la zona correspondiente a la inmovilización neta (plateau).

Teniendo en cuenta lo anterior es posible concluir que la mineralización neta de N después del periodo de descomposición, estuvo mayormente relacionada al contenido de N de los residuos. A partir de este modelo, se calculó que el contenido de N correspondiente al límite entre mineralización e inmovilización fue  $7,9 \text{ g kg}^{-1}$ , que está por debajo de los valores por lo general citados por otros autores (aproximadamente de

17 g kg<sup>-1</sup> citado por Frankenberger y Abdelmagid, 1985). Cabe señalar que estos valores de mineralización neta se tomaron después de 6 meses de incubación. El material que mineralizó N desde el principio fueron las hojas de *E. grandis*, cuyo contenido de N total fue de 16,9 g kg<sup>-1</sup>, que está en consonancia con los valores encontrados en la literatura. En un estudio de descomposición “in situ” de cinco especies forestales, Lovett *et al.* (2004), encontró una relación más estrecha entre la relación C:N y la mineralización neta, en comparación con las relaciones entre el N mineralizado y las concentraciones de N, lignina, polifenoles, y sus relaciones. Sin embargo, en su estudio todos los ajustes de las relaciones son bajos, y la relación C:N se relacionó bien sólo cuando una de las especies no se incluyó en el análisis. Esto llevó a los autores a concluir que no es posible predecir el resultado a partir de la composición química de los residuos. Según los resultados de nuestro estudio, el contenido de N, o incluso la relación C:N, podrían usarse como índices para predecir la mineralización neta potencial cuando los residuos se descomponen, y no hay necesidad de utilizar los índices L:N o Pol:N, los cuales implican determinaciones analíticas más complejas.

A diferencia de los residuos de cultivos agrícolas, la condición física de los residuos forestales es probable que desempeñe un papel muy importante en los procesos de descomposición. En los residuos forestales es posible que la descomposición sea limitada principalmente por la incapacidad de los microorganismos para llegar al sustrato. Probablemente la influencia de las características químicas no se haya mostrado tan claramente por este hecho, especialmente en los residuos leñosos.

### 2.6.3 Mineralización de carbono

La evolución de C-CO<sub>2</sub> refleja la descomposición de C de los residuos, donde las mayores tasas de respiración indican mayor velocidad de descomposición. Concordando con los datos de este trabajo, [Zak \*et al.\* \(1993\)](#) encontraron que la cantidad de C respirado dependió de la especie forestal y del tipo de restos. Hernández *et al.*, (2009) en

un estudio de descomposición a campo en *E. dunnii*, encontraron que existieron diferencias en la concentración inicial de C entre los restos; las hojas tenían la más alta concentración y la corteza la más baja, coincidiendo con los datos de este estudio, donde hojas de eucalipto y acícula de pino presentaron los mayores contenidos de C.

El contenido de C total inicial elevado en las acículas de pino no se tradujo en una mayor producción de CO<sub>2</sub>, por el contrario, las hojas de *Eucalyptus sp.* mostraron mayores tasas de respiración. Este resultado guarda relación con la morfología de las acículas (forma de aguja y capa externa cerosa), haciendo que el ataque microbiano sea más dificultoso (Cape, 1983). En las hojas de *E. globulus*, ocurrió una mayor acumulación de C-CO<sub>2</sub> al final del período de incubación (en valor absoluto), con respecto al correspondiente a las otras especies, lo cual está probablemente explicado por el mayor contenido de C total y soluble. Cuando se compararon la proporción de C remanente respecto al original agregado, es claro que las hojas de *E. globulus* mostraron menor descomposición que las hojas de *E. grandis* y *E. dunnii*.

La menor producción de C-CO<sub>2</sub> de la corteza de *E. globulus*, está relacionada con sus características poco favorables para el ataque microbiano (corteza muy gruesa, comparada con la de otras especies del mismo género). El agotamiento de N del suelo en los tratamientos con ramas y corteza pudo haber provocado un enlentecimiento en la descomposición de estos residuos (Mary *et al.*, 1996; Burgess *et al.*, 2002), lo que explicaría la falta de diferencias entre las especies al final del período. Estos restos leñosos también mostraron bajas concentraciones de sustancias solubles con respecto a las hojas de las distintas especies (sobre todo de C soluble). Esto explica la baja tasa de mineralización encontrada y está de acuerdo con otros autores (González, 2008; Shammas *et al.*, 2003), quienes reportaron que la concentración de sustancias lábiles como compuestos orgánicos solubles determina también diferencias en la velocidad de degradación de los restos de cosecha.

El modelo de descomposición ajustado para los distintos residuos, tuvo un buen ajuste ( $R^2$ : 0,99) en todos los casos y se observó que las constantes de descomposición diaria ( $k_i$ ) en el caso de  $W_r$  (pool de C rápidamente mineralizado) fueron más altas para los residuos leñosos, debido a que estos últimos siguen descomponiéndose aunque lentamente a diferencia de los residuos de hojas que lo hicieron más rápido al inicio de la descomposición y al final se observa un detenimiento (Cuadro N° 3).

El hecho de no encontrar diferencias entre *E. grandis* y *E. dunnii* en los patrones de descomposición de residuos de cosecha ha sido previamente reportado por otros autores (Hernández *et al.*, 2007).

#### 2.6.4 Relaciones entre las características químicas material a descomponer y la mineralización de carbono

Todas las características químicas estudiadas influyen en la descomposición de los restos, aunque el ajuste del modelo lineal fue mayor para el caso de las relaciones C:N y L:N en comparación con los contenidos de N, lignina, polifenoles y C solubles. Lo observado en estas relaciones está de acuerdo con la bibliografía (Mellilo y Aber, 1982; Mary *et al.*, 1996; Wagner y Wolf, 1999), en la medida que la relación C:N y L:N aumenta, el porcentaje de descomposición disminuye. Los contenidos de lignina en los residuos también influyen en la velocidad de degradación de éstos. Cuanto mayores son estos contenidos, más resistentes a la descomposición son los materiales, y por tanto, menor es la velocidad de degradación de los mismos. Lovett *et al.* (2004) y Verkaik *et al.* (2006) determinaron que los polifenoles reducen la actividad microbiana y producen cambios en la comunidad de los microorganismos, tanto por toxicidad como por inhibición, provocando consecuentemente una disminución en la velocidad de degradación de los restos.

Con el C soluble sucede lo inverso, ya que la descomposición está relacionada a los compuestos lábiles de cada fracción (Shammas, *et al.*, 2003). Hernández *et al.*, (2009) encontraron que la hoja de *E.dunnii*, la cual tenía el más alto contenido de C soluble, presentó una tasa de descomposición anual muy superior (0.92 años) comparada con las otras fracciones (3,51 años en ramas y 5,27 años en corteza). Rezende *et al.* (2001) en experimentos de incubación en condiciones controladas para *E. grandis* en Brasil indican también mayores contenidos de C orgánico soluble en hojas respecto a los otros residuos, con mayores tasas anuales de descomposición para la fracción hojas (0,59 años).

## 2.7 CONCLUSIONES

Las diferencias en los patrones de descomposición de los residuos de eucalipto fueron de mayor magnitud entre restos de la misma especie, que para el mismo resto entre diferentes especies. Las hojas presentaron claras diferencias en su composición bioquímica en comparación con los componentes leñosos (corteza y ramas). Esto se reflejó en los patrones de descomposición, ocurriendo una mayor tasa de descomposición desde el principio, y mayor liberación de N mineral al suelo. Los residuos de *E. globulus* mostraron en general una tasa de descomposición más lenta.

Ninguna de las características químicas estudiadas pudo explicar por sí sola las diferencias entre las tasas de descomposición, sino que todas las características químicas influyen en la descomposición de los restos, destacándose el efecto de la relación C:N y L:N sobre el porcentaje de descomposición. En coincidencia, las hojas y acículas, que presentaron la relación C:N más baja, el contenido de N y C soluble más alto, mostraron la descomposición más rápida.

Los patrones de mineralización de N estuvieron asociados a las propiedades bioquímicas del material a descomponer, destacándose la influencia de las relaciones C:N y L:N de los residuos en la mineralización neta de N. El contenido total de N y la relación C:N fueron buenos indicadores del potencial de mineralización. Estos parámetros son simples de determinar, no necesitando recurrir a análisis más complejos, como los necesarios para obtener las relaciones L:N o Pol:N.

## 2.8 AGRADECIMIENTOS

Agradezco al grupo de trabajo del laboratorio de Fertilidad de Suelos de la Facultad de Agronomía por la capacitación en las técnicas analíticas empleadas en la investigación.

## 2.9 BIBLIOGRAFÍA

- Adams, M. A.; Attiwill, P.M. 1986. Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalypt forests south-eastern Australia. I. Nutrient Cycling and nitrogen turnover. *Plant and Soil* 92: 319-339.
- Baldwin, I.T.; Olson, R.K.; Reiners, W.A. 1983. Protein binding phenolics and the inhibition of nitrification in subalpine balsam fir soils. *Soil Biol. Biochem.* 15: 419-423.
- Berg, B.; McClaugherty, C. 2003. *Plant Litter: Decomposition, Humus Formation Carbon Sequestration*. Springer, Germany, 286p.
- Burgess, M.S.; Mehuys, G.R.; Madramootoo, C.A. 2002. Nitrogen dynamics of decomposing corn residue components under three tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:1350-1358.
- Canhoto, C.; Graça, M. 1999. Leaf barriers of colonization and Shredders (*Tipula lateralis*) consumption of decomposing *Eucalyptus globulus*. *Microb Ecol* 37:163-172.
- Cape, J.N. 1983. Contact angles of water droplets on needles of scots Pine (*Pinus silvestris*) growing in polluted atmospheres. *New Phytol.* 93: 293-299.
- Constantinides, M.; Fownes, J.H. 1994. Nitrogen mineralization from leaves and litter of tropical plants: relationship to nitrogen, lignin and soluble polyphenol concentrations. *Soil Biol. Biochem.* 26: 49-55.
- Fierer, N.; Schimel, J.P.; Cates, R.G.; Zou, J. 2001. Influence of balsam poplar tannin fractions on carbon and nitrogen dynamics in Alaskan taiga floodplain soils. *Soil Biol. Biochem.* 33: 1827-1839.
- Frankenberger, W.T.; Abdelmagid, H.M. 1985. Kinetic parameters of nitrogen mineralization rates of leguminous crop incorporated into soil. *Plant and Soil* 87:257-271.
- Gallardo, A.; Merino, J. 1993. Leaf decomposition in two Mediterranean ecosystems of Southeast Spain: influence substrate quality. *Ecology* 74:721-727.



- Gama-Rodrigues, A.C.; Barros, N.F. 2002. Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. R. Árvore 26:193-207.
- González, A. 2008. Extracción y reciclaje de nutrientes por cosecha de *Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus maidenii*. Tesis. Facultad de Agronomía. Universidad de la República. 49 p.
- Goya, J.; Frangi, F.; Dalla, T.; Marco, M.; Larocca, F. 1997. Biomasa, productividad y contenido de nutrientes en plantaciones de *Eucalyptus grandis* en el NE de la provincia de Entre Ríos. In: XII Jornadas Forestales de Entre Ríos. Concordia. Resúmenes de Congreso. pp. iii-1 a iii-19.
- Hammel, K.E. 1997. Fungal degradation of lignin. In: Cadisch, G.; Giller, K. E. Eds. Driven by nature. Plant litter quality and decomposition. CAB International, 33-45.
- Handayanto, E.; Giller, K.E.; Cadish, G. 1997. Regulating N release from legume tree prunings by mixing residues of different quality. Soil Biol. Biochem. 29:1417-1426.
- Hassink, J. 1994. Effects of soil texture and grassland management on soil organic matter C and N and rates of C and N mineralization. Soil Biol. Biochem. 26:1221-1231.
- Hattenschwiler, S.; Vitousek, P. 2000. The role of polyphenols in terrestrial Ecosystem nutrient cycling. Trends Ecol. Evol. 15: 238-243.
- Hernández, J.; Del Pino, A.; Salvo, L.; Arrarte, G. 2009. Nutrient export and harvest residue decomposition patterns of a *Eucalyptus dunnii* Maiden plantation in temperate climate of Uruguay. For. Ecol. Manag. 258: 92-99.
- Hernández, J.; Del Pino, A.; Alliaume, F.; Califra, A.; Arrarte, G.; Pelufo, M.; Sánchez, G.; Salvo, L.; Martínez, L. 2007. Informe de avances sobre el impacto de las plantaciones comerciales de eucalipto y pino en la productividad y sostenibilidad del recurso suelo. CSIC – Sector Productivo. Facultad de Agronomía, Departamento de Suelos y Aguas. 33 p.

- Jenkinson, D.S. 1981. The fate of plant and animal residues in Soil. In: The chemistry of soil processes. (Ed). D.J. Greenland and M. H. B. Hayes, 505-554.
- Louzada, J.N.C.; Schoereder, J.H.; De Marco Jr, P. 1997. Litter decomposition in semideciduous forest and Eucalyptus spp. crop in Brazil: a comparison. For. Ecol. Manag. 94:31-36.
- Lovett, G.M.; Weathers K.C.; Arthur M.A.; Schultz, J.C. 2004. Nitrogen cycling in a northern hardwood forest: Do species matter? Biogeochemistry 67: 289-308.
- Mary, B.; Recous, S.; Darwis, D.; Robin, D. 1996. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. Plant and Soil 181:71-82.
- Melillo, J.M.; Aber, J.D.; Muratore, J.F. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. Ecology 63: 621-626.
- MGAP (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca). 2007. Consulta octubre 2007.  
<http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,20,441,O,S,0,MNU;E;134;2;MNU;Superficie+TOTAL+por+depto+y+sec+jud+1975-2010>.
- Mulvaney, R.L. 1996. Total Carbon, Nitrogen-inorganic forms. In: Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods. Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, 1123-1184.
- Nelson, D.W.; Sommers, L.E., 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods. ASA and SSSA. (Ed). D.L. Sparks, Madison WI., 961-1010.
- Northup, R.R.; Yu Z.; Dahlgren, R.A.; Vogt, K.A. 1995. Polyphenol control of nitrogen release from pine litter. Nature 377: 227-229.
- O'Connell, A.M., Grove, T.S., Mendhan, D.S., Corbeels, M., McMurtrie, R.F., Shammass, K., Rance, S.J. 2004. Impacts of inter-rotation site management on nutrient stores and fluxes and growth of eucalypt plantations in southwestern Australia. In: Nambiar, K.E.S.; Ranger, J.; Tiarks, A.; & Toma, T. (Eds). Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: Proceedings of

- Workshop in Congo July 2001 and China February 2003. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia, 77-91.
- Palm, C.A.; Gachengo, C.N.; Delve, R.J.; Cadisch, G.; Giller, K.E. 2001. Organic inputs for soil fertility management in tropical agroecosystems: application of an organic resource database. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83:27-42.
- Rezende, J.L.P.; Garcia, Q.S. and Scotti, M.R. 2001. Laboratory decomposition of *Dalbergia nigra* All. ex Benth and *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden leaves in forest and eucalypt plantation soils. *Acta Bot. Bras.* 15:305-312.
- Rhine, E.D.; Sims, G.H.; Mulvaney, R.L., Pratt, E.J. 1998. Improving the Berthelot reaction for determining ammonium in soil extracts and water. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:473-480.
- Santos Costa, G.; da Gama-Rodrigues, A. C.; de Melo Cunha, G. 2005. Decomposição e liberação de nutrientes da seraphilera foliar em povoamentos de *Eucalyptus grandis* no norte fluminense.R. *Árvore* 29:563-570.
- SAS Institute. 1985. SAS user's guide: Statistics. Version 5 ed. SAS Inst., Cary, NC.
- Schimel, J.P.; Cates, R.G.; Reuss, R. 1998. The role of balsam poplar secondary chemicals in controlling soil nutrient dynamics through succession in the Alaskan taiga. *Biogeochem.* 42: 221-234.
- Shammas, K.; O'Connell, A. M.; Grove, T. S.; McMurtrie, R.; Damon P. , Rance S. J.. 2003. Contribution of decomposing harvest residues to nutrient cycling in a second rotation *Eucalyptus globulus* plantation in south-western Australia. *Biol Fertil Soils* 38:228-235.
- Schwanninger, M.; Hinterstoisser, B. 2002. Klason lignin: Modifications to improve the precision of the standardized determination. *Holzforschung* 56: 161-166.
- Singleton, V.L.; Rossi, J.A. 1965. Colorimetry of total phenolics with phosphomolybdic-phosphotungstic acid reagents. *Journal of Enology and Viticultura* 16:144-148.
- Trinsoutrot, I., Recous, S.; Bentz, B.; Lineres, M.; Cheneby, D.; Nicolardot, B. 2000. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. *Soil Sci. Soc. Am.J.* 64:918-926.

- Verkaik, E.; Jongkind, A.G.; Berendse, F. 2006. Short-term and long-term effects of tannins on nitrogen mineralisation and litter decomposition in kauri (*Agathis australis* (D. Don) Lindl.) forests. *Plant and Soil* 287:337-345.
- Wagner, G.H.; Wolf, D.C. 1999. Carbon transformations and soil organic matter formation. In: *Principles and Applications of Soil Microbiology* (Eds.) Sylvia, D.M.; Fuhrmann, J.J.; Hartel, P.G.; Zuberer, D.A.; Prentice Hall, N.J. 218-258.
- Zak, D.R.; Grigal, D.F.; Ohmann, L.F. 1993. Kinetics of microbial respiration and nitrogen mineralization in Great Lakes forests. *Soil Sci. Am. J.* 57:1100-1106.

### 3. DESCOMPOSICIÓN DE RESTOS DE COSECHA DE EUCALYPTUS GRANDIS Y PINUS TAEDA EN CONDICIONES CONTROLADAS DE TEMPERATURA. II. LIXIVIACIÓN DE LOS PRODUCTOS DE LA DESCOMPOSICIÓN

Gabriela Sánchez<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Suelos y Aguas, Fac. de Agronomía, Universidad de la República Oriental del Uruguay. Garzón 780, Montevideo, Uruguay (gsanchez@fagro.edu.uy).

#### 3.1 RESUMEN

Estudiar los patrones de descomposición de restos de cosecha forestal es importante para conocer la dinámica del ciclaje de nutrientes y su potencial disponibilidad para futuras replantaciones. Los objetivos de este trabajo fueron: i) determinar los patrones de descomposición de residuos forestales de *Eucalyptus grandis* (hojas, corteza y ramas) y *Pinus taeda* (acículas y ramas) sobre la superficie del suelo, bajo lixiviación de los productos de descomposición; y ii) cuantificar el ciclaje de nutrientes luego de la descomposición de estos residuos. Se incubaron los diferentes restos sobre la superficie del suelo (Albic Argiudoll), con temperatura controlada. Los frascos de incubación fueron lixiviados periódicamente con agua desionizada. En los residuos se analizó C y N total y soluble y cationes (Ca, Mg y K). Se determinó C-CO<sub>2</sub> respirado; en el suelo y lixiviado se analizó N mineral (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), N y C soluble, y cationes (Ca, Mg y K). Mayores cantidades de C-CO<sub>2</sub> evolucionaron de hojas, ramas y corteza de *E. grandis*, comparadas con acículas y ramas de *P. taeda*. Al final del periodo, en los suelos con restos leñosos y acículas de *P. taeda* el N lixiviado acumulado fue mucho menor (20% del N original), que en las hojas de *E. grandis* (aproximadamente el 80% del N original). Gran parte del K originalmente presente en los restos se recuperó en el lixiviado, en tanto que el Ca y el Mg estaban presentes en muy pequeñas cantidades. La liberación de cationes de los residuos se reflejó en el aumento del contenido de cationes intercambiables en el suelo, acompañado por el aumento del pH.

PALABRAS CLAVE: residuos forestales, incubaciones en laboratorio, lixiviación de calcio, potasio, magnesio.

Decomposition of harvest residues of *Eucalyptus* sp. and *Pinus taeda* under controlled conditions of temperature. II. Leaching of the decomposition products

### 3.2 SUMMARY

To study decomposition patterns of forest harvest residues it is important to know the nutrient cycling dynamics and their potential availability for future re-plantations. The objectives of this work were: i) to determine the decomposition patterns of the forest residues of *Eucalyptus grandis* (leaves, bark and branches) and *Pinus taeda* (needles and branches) on the soil surface, under leaching of the decomposition products and ii) to quantify the nutrient cycling following residue decomposition. Harvest residues were incubated individually on the surface of an Albic Argiudoll under controlled temperature. The incubation pots were periodically leached with deionized water. Residues were analyzed for C, total and soluble N, and bases (Ca, Mg and K). Evolved C-CO<sub>2</sub> was determined, soil and leachate were analyzed for mineral N (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), soluble N and C, and cations (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> y K<sup>+</sup>). Higher amounts of C-CO<sub>2</sub> evolved from leaves, bark and branches of *E. grandis* compared to needles and branches of *P. taeda*. At the end of the period, the soils with woody residues and pine needles leached less N (20% of original N) than the soil with *E. grandis* leaves (approximately 80% of original N). Most of the K originally measured in the residues was recovered in the leachate, while Ca and Mg were present in very low amounts. The cation release from the forest residues was reflected as an increase in exchangeable cation contents of the soils, accompanied by pH increases.

**KEY WORDS:** forest residues, laboratory incubations, leaching of calcium, potassium, magnesium.

### 3.3 INTRODUCCIÓN

El estudio de los patrones de descomposición de restos de cosecha forestal es importante para conocer la velocidad de descomposición de los mismos y su potencial de suministro de nutrientes a futuras plantaciones (Smith *et al.*, 1994). Los residuos de cosecha (hojas, cortezas, y ramas) generalmente contienen grandes cantidades de nutrientes, (Smethurst y Nambiar, 1990), no solamente por el elevado volumen producido, sino también por las mayores concentraciones de nutrientes que los residuos que caen senescen y caen naturalmente (Shammas *et al.*, 2003).

Para estudiar la descomposición en condiciones de laboratorio se han propuesto metodologías con el lixiviado periódico de los productos de la descomposición (Standford y Smith, 1972), en tanto que otros autores priorizan evitar disturbios en el sistema y por lo tanto realizan incubaciones destructivas (Allison y Sterling, 1949), en las cuales se mantiene el suelo imperturbado hasta el momento del muestreo. Se ha visto que en las condiciones de no perturbación del suelo, puede existir un enlentecimiento en los procesos de descomposición, debido a que no se retiran los productos de la descomposición del sistema, a diferencia de lo que ocurre en el suelo en condiciones naturales. En condiciones naturales, los nutrientes liberados pueden permanecer en el suelo, ser lixiviados o absorbidos por las plantas.

Cuando se estudia la descomposición de restos, con condiciones de temperatura y humedad controladas, las diferencias encontradas se deben fundamentalmente a la forma física y composición química del residuo estudiado. Un aspecto importante a considerar es el grado de disponibilidad futura de los nutrientes liberados durante la descomposición. Resulta por lo tanto importante conocer el destino de estos nutrientes, a fin de lograr la mejor eficiencia en la utilización de los mismos.

El contenido de N y la relación C:N se han considerado muy influyentes en la velocidad de descomposición de los materiales vegetales (Burgess *et al.*, 2002), dado

que los microorganismos, si bien basan su actividad en la disponibilidad de C, necesitan cierta cantidad de los demás nutrientes, y ante la escasez de los mismos se enlentece la descomposición (Mary *et al.*, 1996). Restos de cosecha con altas proporciones C:N deberían tener el potencial para inmovilizar el N y reducir la lixiviación y la disponibilidad del mismo (Vitousek y Matson 1985).

La liberación del N contenido en los residuos forestales, depende del tipo de residuo de cosecha considerado (Gómez-Rey *et al.*, 2008). Estos autores estudiaron la descomposición “in situ” de los distintos restos de cosecha de *E. globulus* (hojas, ramas y corteza), y determinaron que los restos con una alta relación C:N (420) promovieron la inmovilización de N, y por lo tanto, un impedimento a la lixiviación de N, concluyendo que las ramas provocan menor lixiviación de N comparado con otros residuos de cosecha. Estos resultados están en acuerdo con los datos reportados por Azevedo (2000) y Magalhães (2000), quienes observaron la inmovilización de N en la descomposición de ramas de eucalipto colocadas en la superficie o mezcladas con el suelo.

La concentración de sustancias lábiles como compuestos orgánicos solubles determina también diferencias en la velocidad de degradación de los restos de cosecha (Shammas, *et al.*, 2003). En tal sentido, Hernández *et al.*, (2009) estudiando la descomposición de residuos en *E. dunnii* de 9 años de edad encontraron mayores contenidos de C orgánico soluble en hojas respecto a ramas, despuntes y corteza, estableciendo para los residuos de hojas una descomposición anual muy superior comparada con las otras fracciones. El destino del C lixiviado (absorción y estabilización o descomposición) es crítico para entender la importancia relativa de los flujos de C soluble en el ciclo del C. Experimentos de laboratorio típicamente indican que la mayor parte de suelos minerales tienen una alta tendencia de absorber C soluble (Dalva y Moore, 1991; Qualls y Haines, 1992; Kaiser *et al.*, 1996).

En cuanto a la liberación de bases de los residuos debe tomarse en cuenta que el K se encuentra en forma iónica ( $K^+$ ) cumpliendo funciones osmóticas, sin formar parte



de las estructuras orgánicas de las plantas. Esta característica genera en consecuencia la facilidad de disolución y remoción del mismo por el agua de lluvia (O'Connell y Grove, 1996). En estudios de descomposición de residuos forestales en el campo en Uruguay se han reportado rápidas pérdidas de K de los mismos (Hernández et. al., 2009).

Respecto a la liberación de Mg por los residuos forestales, O'Connell y Grove (1996), estudiando el ciclaje de nutrientes en bosques de eucalipto de Australia, encontraron que la pérdida de Mg depende de la degradación celular de los residuos. Además, la pérdida de Mg en los residuos ocurrió a tasas constantes, con muy pequeños cambios en su concentración. En otros estudios el modelo de liberación de Mg tendió a seguir la pérdida en el peso seco de las fracciones de residuos de *E. globulus* y *E. dunnii* (Shammas, et al., 2003, Hernández et al., 2009). Aunque en el estudio de Shammas et al., (2003), las concentraciones de Mg también disminuyeron en cada una de las fracciones del residuo, siendo la magnitud relativa de estos cambios mucho más pequeña que para K.

A diferencia del K, el Ca tiende a perderse en muy pequeña proporción en las primeras etapas de descomposición de los residuos, debido a que se encuentra formando parte de estructuras, (siendo un importante componente de paredes celulares y membranas) y estando en forma libre en una mínima proporción (Marshner, 2003). En coincidencia se han reportado aumentos de concentración de Ca en restos forestales durante la descomposición (Shamas et al., 2003; Hernández et al., 2009).

Los objetivos del presente trabajo realizado en condiciones controladas de laboratorio fueron: i) determinar los patrones de descomposición de residuos forestales depositados sobre la superficie del suelo, en condiciones de lixiviación de los productos de descomposición; y ii) cuantificar el ciclaje de nutrientes al sistema realizado por la descomposición de estos residuos.

### 3.4 MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.4.1 Experimento de incubación

El estudio se realizó en condiciones de laboratorio, utilizando el horizonte A (0-20 cm) de un Acrisol Álbico de la Unidad Rivera; (Thermic Albic Argiudoll según Soil Taxonomy, 2010), de textura franco arenosa. En el Cuadro 1 se presentan algunas características químicas del suelo.

Cuadro 1. Características químicas del suelo del estudio (0-20 cm).

C Total	N Total	pH <sub>(H<sub>2</sub>O)</sub>	pH <sub>(KCl)</sub>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Al <sup>3+</sup>
mg g <sup>-1</sup>		cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>						
8,0	0,7	4,2	3,7	1,4	0,7	0,2	0,4	1,5

El experimento consistió de 6 tratamientos con tres repeticiones cada uno: un testigo (suelo sin restos), tres residuos de *E. grandis* (hoja, corteza y rama de diámetro < 1 cm), y dos residuos de *P. taeda* (acícula y rama de diámetro < 1 cm).

El suelo fue tamizado a 5 mm, eliminando raíces y otros residuos, y se mantuvo húmedo hasta el inicio del experimento. Se pesaron 25 g de suelo fresco en potes de 50 mL cuyo fondo tenía 3 orificios para permitir el lixiviado. En el fondo se colocó un círculo de papel de filtro para evitar la pérdida de suelo. En cada pote se agregó individualmente cada resto de cosecha (picados en trozos de 0.5-1 cm de largo) sobre la superficie del suelo sin ser mezclado. Las cantidades agregadas de cada resto de cosecha fueron calculadas en base a cuantificaciones realizadas en experimentos previos (Hernández *et al.*, 2007; González, 2008). Así, en el caso de hojas/acículas, corteza y ramas se colocaron 2,08, 4,64 y 3,52 g (peso seco equivalente) de restos (los cuales equivalen a 13, 29 y 22 Mg ha<sup>-1</sup>) en cada frasco, respectivamente. Se realizó la lixiviación de los suelos incubados a 25°C durante 410 días, agregando a cada pote, mediante goteo, el agua equivalente a la precipitación promedio de la zona en el período de incubación entre lixiviados. La lixiviación fue quincenal durante los tres primeros meses, luego en forma mensual. En cada lixiviado el agua agregada por pote fue 80 mL

cuando la frecuencia de lixiviación era quincenal, y 160 mL cuando la frecuencia de lixiviación era mensual. Se midió la evolución de C-CO<sub>2</sub> en los mismos potes donde se realizó el experimento de lixiviación.

### 3.4.2 Análisis químicos

Al inicio de la incubación, se determinó el contenido total C total y soluble en los restos de cosecha: por oxidación con K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>, seguido por una determinación colorimétrica (Nelson y Sommers, 1996). Para el análisis de N total y soluble, los restos fueron mineralizados por digestión con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado a 350°C, seguido por una destilación (Kjeldahl). La determinación de bases (Ca, Mg y K) se realizó mediante la técnica de calcinación en mufla a 550°C de 1,000 g de muestra, con posterior disolución de las cenizas con 5 mL de HCl al 20%, aforando a 50 mL con agua deionizada. Se midió Ca y Mg mediante espectrometría de absorción atómica y K por espectrometría de emisión.

Al final del experimento se separaron los restos del suelo, midiendo en ellos la concentración de Ca, Mg y K por la técnica ya descrita. En el suelo se determinaron las bases de intercambio (K, Ca y Mg) mediante su extracción con Acetato de NH<sub>4</sub> 1 M a pH 7, y el pH mediante potenciometría.

En el suelo y en el lixiviado se realizaron los análisis de N mineral (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), N y C soluble, y bases (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> y K<sup>+</sup>). El N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> se determinó pasando el lixiviado primero por una reducción a NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y posterior determinación colorimétrica (Mulvaney, 1996) y el N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> se determinó en forma colorimétrica según el método de Berthelot (Rhine *et al.*, 1998). El N soluble se determinó por Kjeldahl y el C soluble mediante oxidación de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> (Nelson y Sommers 1996). Las bases en el suelo se extrajeron con Acetato de NH<sub>4</sub> 1M a pH 7. Tanto en dicha extracción como en el lixiviado, Ca y Mg se determinaron mediante espectrometría de absorción atómica, y K por espectrometría de emisión.

Para la determinación de la evolución de CO<sub>2</sub>, se ubicaron los potes en frascos de 1 L cerrados herméticamente, con un recipiente con 5 mL de NaOH 0,5 M. Luego de cada período de incubación (1 semana durante los 3 primeros meses, y luego quincenalmente), el NaOH se tituló con HCl 0,1 M. Se calculó el C-CO<sub>2</sub> liberado por diferencia respecto al C-CO<sub>2</sub> atrapado en frascos control sin suelo (blanco). Luego de cada medición se colocó nuevamente NaOH 0,5 M para la medición siguiente.

### 3.4.3 Cálculos y análisis estadístico de los datos

En cada muestreo se realizó el análisis de varianza (ANAVA) para el C respirado, así como el contenido de C y N solubles, N mineral y bases en el lixiviado. Para el análisis estadístico se usó el Programa SAS (SAS Institute, Inc., 1985). Para el ANAVA se consideró un diseño de parcelas al azar. Para la proporción de C mineralizado de los diferentes restos se ajustó un modelo de decrecimiento exponencial,  $w = w_r + w_d e^{-kt}$ ; donde  $w_r$  es el C no mineralizado;  $w_d$  el pool de C mineralizado y  $k$  es la constante de descomposición diaria. Los resultados se presentan como el promedio de las tres repeticiones. En todos los análisis se utilizó una  $P < 0,05$  para determinar diferencias significativas.

## 3.5 RESULTADOS

### 3.5.1 Composición de los restos de cosecha al inicio del experimento

En el Cuadro 2 se observa la composición de los materiales al inicio del experimento. Las acículas y ramas de *P. taeda* y la hojas de *E. grandis* tenían mayor contenido de C total que la corteza y rama de *E. grandis*. El contenido de N total fue mayor en las acículas de *P. taeda* y en las hojas de *E. grandis*, en comparación con las ramas de ambas especies y la corteza de *E. grandis*. El contenido de C soluble fue menor en ramas en las dos especies, comparado con corteza y hojas de *E. grandis* y acículas de *P. taeda*. La relación C:N de los restos fue alta en ramas de las dos especies y corteza,

siendo las diferencias entre los restos principalmente debidas a las grandes diferencias en la concentración de N. Los restos de *E. grandis* tuvieron mayor concentración de bases que los restos de *P. taeda*. Las concentraciones de Ca y Mg fueron superiores en la corteza y ramas, en tanto que la de K fue superior en las hojas de *E. grandis*.

Cuadro 2. Composición química de los materiales al inicio del experimento.

Residuo	C	N	C Soluble	C:N	Ca	Mg	K	Ca	Mg	K
	Total	Total	mg g <sup>-1</sup>		mg g <sup>-1</sup>			mg pote <sup>-1</sup>		
<i>P. Taeda</i> - Acícula	509	16,1	119,2	31	4,0	1,5	2,9	8,3	3,1	6,0
<i>P. Taeda</i> - Rama	494	4,7	78,9	105	3,0	1,4	1,7	10,4	4,9	6,0
<i>E. Grandis</i> - Hoja	508	17,3	134,4	29	12,0	2,3	4,1	24,9	4,8	8,5
<i>E. Grandis</i> - Corteza	447	4,3	107,5	103	13,2	2,3	3,8	61,2	10,7	17,6
<i>E. Grandis</i> - Rama	458	5,7	63,8	80	14,6	2,4	3,6	51,4	8,6	12,7

### 3.5.2 Mineralización de carbono

La tasa de producción de C-CO<sub>2</sub> de hojas, ramas y corteza de *E. grandis* fue mayor en todo el período, con respecto a las acículas y ramas de *P. taeda* ( $P < 0,05$ ) (datos no presentados), lo que se refleja en los valores acumulados (Figura 1). Las acículas de *P. taeda* presentaron significativamente menores tasas de respiración que las hojas *E. grandis* en todo el período de estudio. A partir del día 117 de la incubación, las hojas de *E. grandis* acumularon más C-CO<sub>2</sub> que las acículas de pino ( $P < 0,05$ ). Lo mismo sucede con las ramas, donde las ramas de *E. grandis* produjeron más C-CO<sub>2</sub> acumulado que las ramas de *P. taeda*. Al final del período de estudio los residuos de hojas y acículas mostraron las menores tasas de evolución de C-CO<sub>2</sub>.

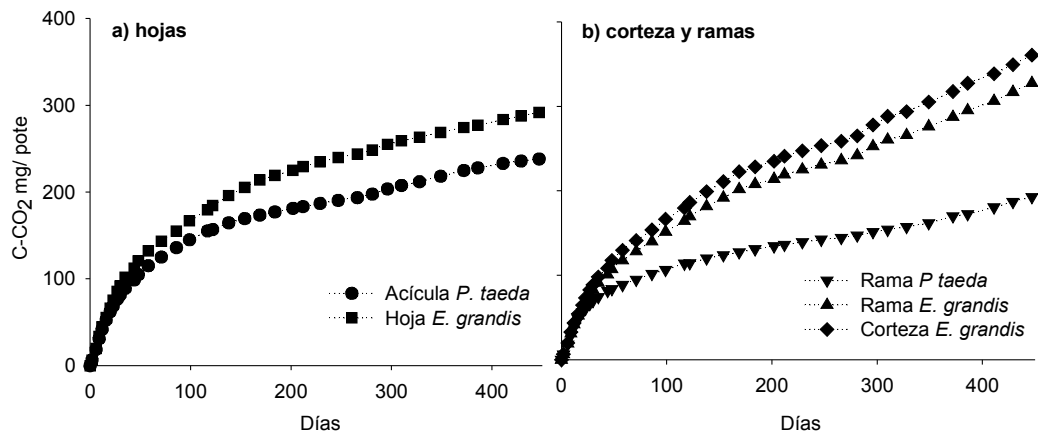


Figura 1. Producción acumulada de C-CO<sub>2</sub> en suelos incubados con diferentes restos de cosecha de *P. taeda* y *E. grandis*.

En la Figura 2 se muestra el porcentaje del C aún presente en los restos con respecto al original. La fracción hojas se mineralizó más rápido, alcanzando un 30% al final del período en estudio; la corteza y las ramas se mineralizaron en proporciones menores. La tasa de mineralización de los residuos de *P. taeda* fue menor que para *E. grandis*, aunque también se observa una tendencia de pérdida porcentual de C de ramas cercana a la mitad de la de acículas.

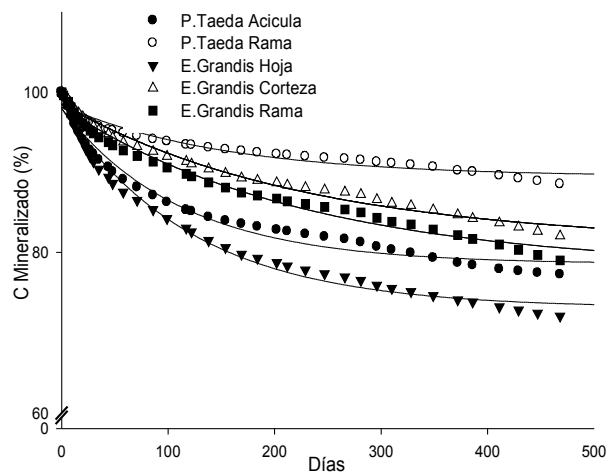


Figura 2. Pérdida porcentual de C por mineralización respecto al C original con diferentes restos de cosecha de *P. taeda* y *E. grandis*.

Para la proporción de C mineralizado de los diferentes restos se ajustó un modelo de decrecimiento exponencial,  $w = w_r + w_d e^{(-kt)}$  (Cuadro 3). En general, los residuos que tuvieron la mayor constante de descomposición fueron las hojas de *E. grandis* y las acículas de *P. taeda*. Las hojas de *E. grandis* presentaron el valor más bajo de  $w_r$  y el mayor de  $w_d$ , demostrando que es el componente que proporcionalmente tuvo la mayor descomposición. Las ramas de *P. taeda* fueron el residuo con menor  $w_d$ , mientras la corteza tuvo un comportamiento intermedio.

Cuadro 3. Parámetros del modelo de mineralización ajustado a los datos de descomposición de restos de *E. grandis* y *P. taeda*

Residuo	$w_r$ (†)	$w_d$	k	$R^2$
<i>P. Taeda</i> - Acícula	78,5	19,4	-0,0089	0,98
<i>P. Taeda</i> - Rama	89,4	8,9	-0,0066	0,95
<i>E. Grandis</i> - Hoja	73,1	24,9	-0,0081	0,99
<i>E. Grandis</i> - Corteza	81,1	17,4	-0,0044	0,98
<i>E. Grandis</i> - Rama	78,0	20,2	-0,0044	0,98

(†)  $w = w_r + w_d e^{(-kt)}$ ;  $w_r$  define el C no mineralizado;  $w_d$  el pool de C mineralizado; k es la constante de descomposición diaria;  $R^2$  es el ajuste del modelo.

Al final del período de incubación existe un desajuste del modelo ya que este modelo supone un plateau, mientras que la pérdida porcentual de C por mineralización siguió mostrando una tendencia decreciente, que no está contemplada en el modelo.

### 3.5.3 Lixiviado de carbono soluble

Los valores de C soluble obtenidos en el lixiviado fueron sensiblemente menores a los niveles de C respirado. Las cantidades de C soluble y N mineral fueron estudiadas en el lixiviado sólo hasta el día 266 de la incubación, debido a que los valores posteriores fueron eran tan pequeños que estaban fuera del límite de detección de las técnicas usadas. Lo mismo ocurrió para el suelo del tratamiento testigo (suelo sin restos).

Los contenidos de C soluble en el lixiviado se muestran en la Figura 3. Se encontraron mayores contenidos de C soluble en el lixiviado de las hojas respecto a los demás restos. La pérdida de C soluble de los restos fue más rápida al principio del experimento (hasta el día 50). Se puede observar que hubo diferencias entre los restos, con una mayor lixiviación de C soluble desde las hojas en comparación con los restos leñosos. Los restos de hojas de *E. grandis* pierden más rápido el C soluble al principio, estableciendo para la fracción hojas una liberación muy superior comparada con las otras fracciones. Las acículas presentaron la misma tendencia que los restos leñosos.



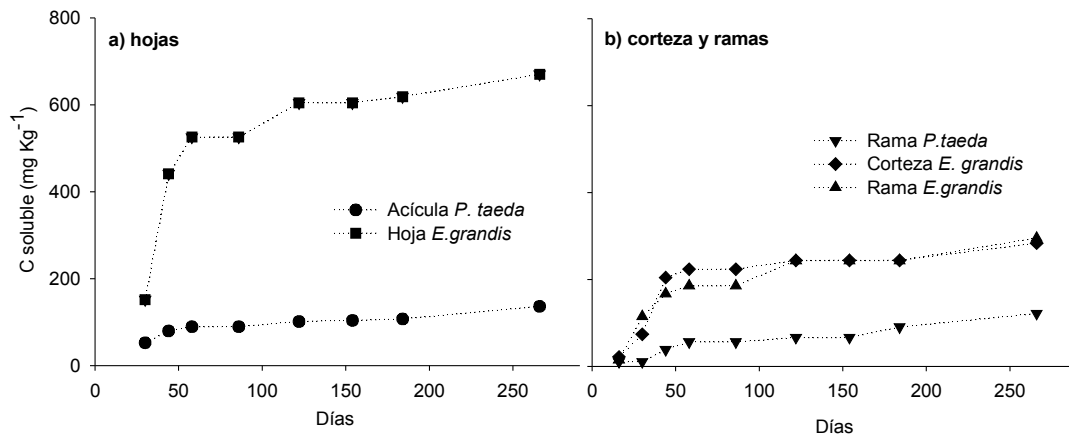


Figura 3. C soluble acumulado en el lixiviado de suelos con diferentes restos de cosecha de *P. taeda* y *E. grandis*.

### 3.5.4 Lixiviado de nitrógeno

En el caso del N mineral ( $N-NO_3^- + N-NH_4^+$ ), en los primeros dos muestreos se obtuvo más N en el lixiviado en el suelo testigo que en los tratamientos con residuos, lo que indicaría que durante la descomposición de los residuos hubo inmovilización de N. Esta tendencia se revirtió en los muestreos siguientes para hojas y acículas, no así para los componentes leñosos (datos no presentados). Los resultados de N mineral lixiviado acumulado presentados en la Figura 4 muestran que el nivel de N en el lixiviado de las hojas de *E. grandis* se encuentra por encima de las acículas de *P. taeda*. En el caso de los residuos leñosos (ramas de *P. taeda*; ramas y cortezas de *E. grandis*), también se observaron niveles de N mineral acumulado en el lixiviado menores a los del suelo testigo y a los que contenían los restos de hojas y acículas.

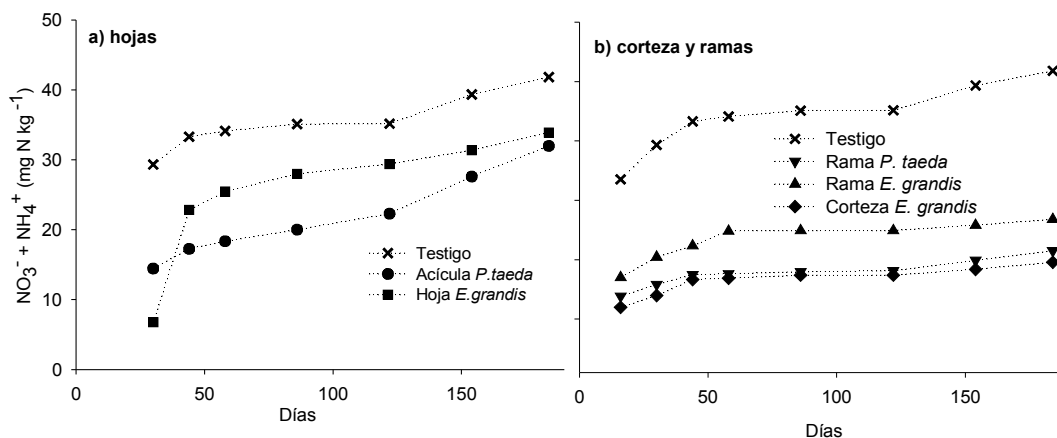


Figura 4. N mineral ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$  mg kg<sup>-1</sup>) acumulado en lixiviado de suelos con diferentes restos de cosecha de *P. taeda* y *E. grandis* y testigo sin agregado.

La Figura 5 muestra la cantidad de N lixiviado en los tratamientos con residuos como porcentaje del N originalmente presente en los residuos, acumulándose en este caso el N mineral y el N orgánico soluble recogido en el lixiviado. Las hojas de eucalipto liberaron más N al lixiviado que los componentes leñosos y las acículas de pino. Al final del período en los suelos con restos leñosos y acículas de *P. taeda*, se lixivió menos del 20%, en cambio en el tratamiento con hojas de *E. grandis* se lixivió cerca del 80% del N original.

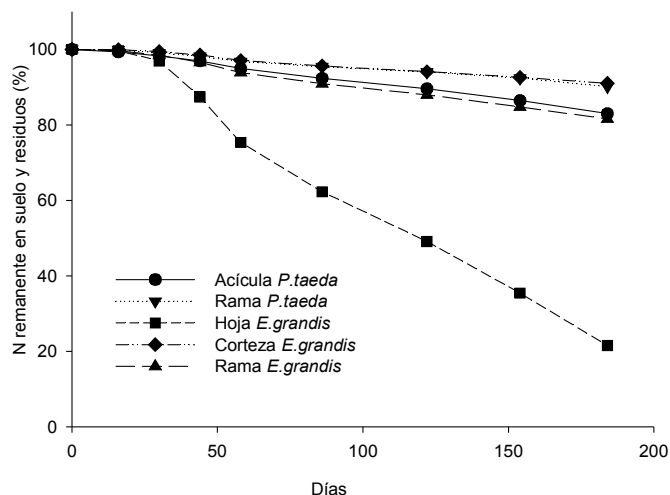


Figura 5. Nitrógeno remanente en suelo y restos, como porcentaje del inicialmente presente en suelo y restos de cosecha.

### 3.5.5 Lixiviado de bases

La cantidad de cationes liberada de todos los restos fue acentuada hasta el día 60 de la incubación, disminuyendo posteriormente (datos no presentados).

Debido a que mostraron comportamientos diferentes, en primer término se compararán los resultados correspondientes a hojas de *E. grandis* y acículas de *P. taeda*, y luego los correspondientes a los residuos leñosos.

El contenido de bases (K, Mg y Ca) en el lixiviado de las hojas de *E. grandis* fue mayor que en las acículas de *P. taeda*, (Figura 6) y además estuvo por encima del testigo en todos los muestreos ( $P < 0.05$ ). El contenido de Ca y Mg del lixiviado del suelo con acículas se asemejó al contenido de bases del testigo en varios muestreos.

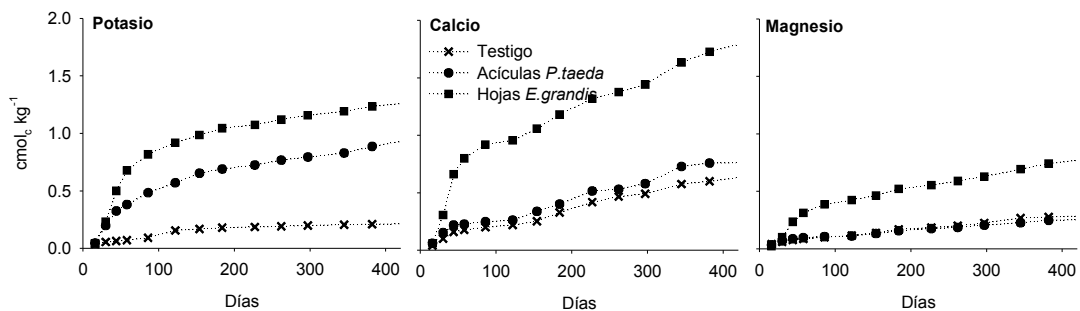


Figura 6. Bases ( $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^+$  y  $\text{Ca}^{2+}$ ) acumuladas en el lixiviado de suelos con restos de cosecha de acícula de *P. taeda* y hoja de *E. grandis* y testigo sin agregado.

El lixiviado de bases provenientes de los restos leñosos, mostró las mismas diferencias entre especies, que para las hojas y acículas. La liberación de bases en la corteza y ramas de *E. grandis* siempre estuvo por encima del testigo, a diferencia de las ramas de *P. taeda*. En algunos muestreos el Ca presentó niveles en el lixiviado menores al testigo, y para Mg contenidos similares al testigo.

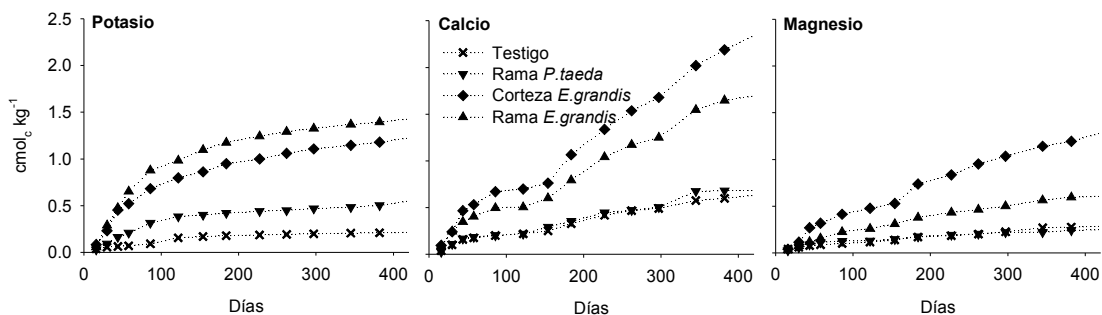


Figura 7. Bases ( $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^+$  y  $\text{Ca}^{2+}$ ) acumuladas en el lixiviado de suelos con restos de cosecha de rama de *P. taeda* y corteza, rama de *E. grandis* y testigo sin agregado.

La pérdida de las bases a través del lixiviado con respecto a su contenido inicial en los restos al inicio del experimento, se presenta en la Figura 8. La cantidad de K en el lixiviado de los potes que contenían los residuos forestales fue más alta que en el testigo en la mayoría de los muestreos ( $P < 0,05$ ). Los restos de *E. grandis* presentaron en el lixiviado cantidades de K significativamente mayores con respecto a los restos de *P. taeda*, lo cual es coincidente con los altos contenidos de K en los restos del género *Eucalyptus*. En la mitad del período (200 días), las hojas de *E. grandis* ya habían lixiviado la mayor parte del K, lo cual también ocurrió para las acículas de pino, corteza y ramas de *E. grandis*. Las ramas de *P. taeda*, proporcionalmente liberaron menos K, que los otros residuos de cosecha. El Ca y Mg se lixiviaron mayoritariamente desde los residuos de hojas, y al final del estudio se encontró en el lixiviado aproximadamente el 20% del Ca y el Mg inicial. Por su parte, tanto en corteza como en ramas, al final del experimento la cantidad lixiviada fue mínima en comparación con la presente inicialmente en los restos (Figura 8).

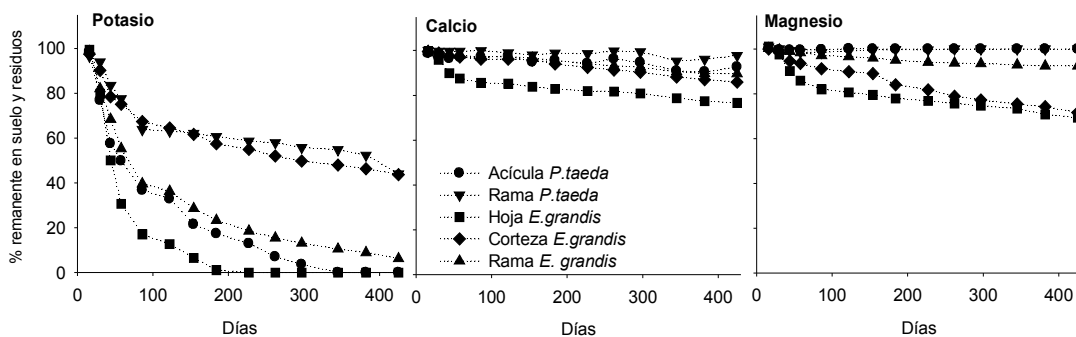


Figura 8. Porcentaje de bases en el lixiviado en relación a lo incorporado con los restos de *P. taeda* y *E. grandis*.

En el Cuadro 4 se observa el contenido final de Ca, Mg y K en los residuos. Todos los residuos a excepción de las hojas de *E. grandis* aumentaron la concentración de Ca, con respecto a la concentración inicial. En el caso de Mg, se observó aumento en

su concentración en la corteza de *E. grandis* y en la rama de *P. taeda*. En cambio la concentración de K de acículas, hojas y ramas de ambas especies fue sensiblemente menor a la inicial. El K fue el único que disminuyó su concentración en todos los residuos, en comparación a los contenidos iniciales.

Cuadro 4. Contenido de Ca, Mg y K en los residuos de cosecha al final del periodo de incubación y variación en el contenido de las bases entre el inicio y fin de la incubación.

Residuo	Concentración final			$\Delta = \text{inicial-final}$		
	Ca	Mg	K	Ca	Mg	K
	— (mg g <sup>-1</sup> ) —			— (mg g <sup>-1</sup> ) —		
<i>P.Taeda</i> - Acícula	5,6	0,9	0,7	-1,6	0,6	2,2
<i>P.Taeda</i> - Rama	3,3	0,8	0,5	-0,3	-0,6	1,2
<i>E.Grandis</i> - Hoja	10,2	1,1	0,5	1,8	1,2	3,6
<i>E.Grandis</i> - Corteza	3,8	3,2	0,7	-18,6	-0,9	3,1
<i>E.Grandis</i> - Rama	20,2	1,2	0,9	-5,6	1,2	2,7

En el Cuadro 5 se muestran los contenidos de bases y el pH del suelo, luego de terminado el experimento. En todos los restos, las bases se incrementaron con respecto al suelo testigo. Para el Ca este incremento fue grande si se lo compara con el correspondiente a K, mientras que el Mg estaría en una situación intermedia, indicando que cuando se descomponen los restos, las bases tienen diferentes destinos. Al final del período de estudio, el pH del suelo también se incrementó.

Cuadro 5. Contenido de Ca, Mg, y K intercambiables y pH del suelo al final del periodo de incubación.

Residuo agregado	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (KCl)
	— (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ) —				
<i>Testigo</i>	1,7 c	0,6 c	0,2 b	4,5 e	3,8 e
<i>P.Taeda</i> - Acícula	5,4 ab	1,8 a	0,5 a	5,0 d	4,3 d
<i>P.Taeda</i> - Rama	5,9 a	1,1 bc	0,5 a	5,7 c	4,6 c
<i>E.Grandis</i> - Hoja	4,8 b	1,3 b	0,4 a	6,5 b	5,6 b
<i>E.Grandis</i> - Corteza	2,4 c	0,9 c	0,6 a	8,0 a	7,1 a
<i>E.Grandis</i> - Rama	2,0 c	1,2 b	0,4 a	7,9 a	6,9 a

### 3.6 DISCUSION

#### 3.6.1 Mineralización de carbono

Las tasas de descomposición de los residuos en este experimento fueron más bajas que las observadas en los experimentos de descomposición de residuos forestales a campo en Uruguay (Hernández *et al.*, 2007). Una razón posible de estas diferencias es el efecto de la macrofauna en los experimentos a campo y de la remoción natural de los productos de la descomposición. La exposición a la luz solar y las fluctuaciones de temperatura contribuyen también a una mayor descomposición en situaciones de campo (Pajuste *et al.* 2003). El régimen de lixiviación, el cual removió los nutrientes liberados de los residuos, puede haber tenido efecto negativo en los descomponedores, produciendo condiciones desfavorables para los mismos.

En cuanto a las diferencias entre restos, los resultados obtenidos están de acuerdo con los obtenidos en el experimento descrito en el capítulo anterior, ya que los residuos de eucalipto produjeron más CO<sub>2</sub>, por lo tanto se descompusieron en mayor proporción que los de pino, tanto cuando se comparan hojas y acículas, como cuando se comparan las ramas. La descomposición está relacionada a los compuestos lábiles de cada fracción y con la relación C:N (Shammas *et al.*, 2003). Las hojas y acículas presentaron las relaciones C:N más bajas, y el contenido de N y C soluble más alto, haciendo

probablemente que la descomposición de estos restos fuera más rápida (sobre todo al principio del experimento) y con una mayor descomposición de los mismos (Figura 2). La proporción de los componentes resistentes en el residuo incrementa con la descomposición, retardando la tasa de descomposición (Bertrand, 2006). Además, el pequeño tamaño de los residuos y la forma de acículas y hojas podría hacer más fácil el trabajo de los descomponedores con respecto a los restos leñosos más gruesos y de más difícil ataque.

La mayor pérdida de biomasa de hojas en el período inicial del experimento podría deberse a la rotura de componentes más inestables como compuestos solubles orgánicos, mientras los componentes que fueron más resistentes a la descomposición (celulosa, lignina), permanecieron inalterados. Los microorganismos de crecimiento rápido que degradan compuestos lábiles son activos en la temprana etapa de la descomposición y su actividad es realizada por la disponibilidad de N. Durante esta fase el contenido de lignina, usualmente aumenta. Durante la fase siguiente la lignina regula la descomposición (Couteaux *et al.*, 1991). Los restos leñosos (corteza, ramas) presentaron menores tasas de descomposición, lo que puede asociarse a menores contenidos de C soluble y relaciones C:N desfavorables a la mineralización (González, 2008; Hernández *et al.*, 2009).

Si bien para todas las fracciones el ajuste del modelo exponencial de descomposición (Cuadro 3) fue muy bueno ( $R^2 > 0,90$ ), en todos los casos las líneas de tendencias del mismo al final del período sobreestiman ligeramente la perdurabilidad de los restos (Figura 2). Esto se debe a que el ritmo de degradación de los residuos se vio incrementado al final del experimento, lo cual pudo deberse a la degradación ocurrida previamente. Estos resultados concuerdan con lo reportado por González (2008) y Hernández *et al.*, (2009) en experimentos de campo, mostrando aumentos en la velocidad de descomposición en el segundo año de la investigación. Estos autores atribuyeron la aceleración en la descomposición a la degradación ocurrida previamente,



además de la importante pérdida de polifenoles solubles en todos los restos en el primer año post cosecha.

Algunos autores (Dalva y Moore, 1991; Qualls y Haines, 1992; Kaiser *et al.*, 1996), realizaron experimentos de laboratorio y encontraron que la mayor parte de suelos minerales tienen una alta tendencia de absorber C soluble. Esto podría explicar porqué se detectaron valores de C soluble tan bajos en el lixiviado. El pico de liberación de C soluble en el lixiviado de todos los restos, detectado a los 50 días del experimento, es coincidente con las altas tasas de evolución de C-CO<sub>2</sub>, lo que indicaría que hubo una ruptura de los tejidos vegetales y liberación de componentes de los mismos y utilización por los microorganismos que descomponen los restos. Este pico fue mayor en las hojas de *E. grandis* que en los restos leñosos, debido a que los restos de hojas presentaron al inicio del experimento el mayor contenido de C soluble. Este pico se observa también en el lixiviado de bases, lo que confirmaría que hubo destrucción de estructuras celulares con liberación de las mismas.

### 3.6.2 Lixiviado de nitrógeno y bases

No todos los nutrientes son lixiviados de la misma manera, mientras algunos pueden quedar en gran parte retenidos en el suelo (cationes), otros pueden ser mayoritariamente removidos y recogidos en el lixiviado, como por ejemplo el NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

La baja relación C:N de las hojas y acículas favorece la mineralización de N. En el caso de los restos leñosos, esta relación C:N (80 o mayor) probablemente promovió la inmovilización de nutrientes tales como el N. Las amplias diferencias encontradas, en cuanto a relación C:N, fueron debidas principalmente a las diferencias en los contenidos de N entre los diferentes restos. Los restos con los valores más altos de N y baja relación C:N (hojas y acículas) tuvieron los mayores porcentajes de descomposición. Es decir, que en los restos donde hay más N, existe una mayor pérdida de biomasa (hojas y acículas), y donde hay menos N estaría ocurriendo inmovilización neta de N (restos

leñosos) por parte de los microorganismos del suelo, y a una tasa de descomposición menor. Estas diferencias en las tasas de descomposición explican porque, de acuerdo a lo reportado por Hernández *et al.* (2009) durante la descomposición de residuos de eucalipto, la cantidad total de N permaneció estable o aumentó en los componentes leñosos, y disminuyó en las hojas. Estos autores estudiaron la descomposición de restos de cosecha de *E. dunnii*, y concluyeron que mientras la concentración de N permaneció estable en ramas y corteza en los 24 meses de estudio, las hojas tenían la mas alta concentración de N inicial (14,2 mg N kg<sup>-1</sup>), luego incrementó entre el inicio y el tercer mes para luego permanecer estable (20 mg N kg<sup>-1</sup>) entre el tercer mes y el final del experimento (24 meses). Este incremento inicial estuvo probablemente asociado a la gran pérdida de C y otros nutrientes. Por otra parte González, (2008) encontró que el contenido de N en el componente corteza se incrementó, luego de una disminución en el primer mes, lo que indica que estaría ocurriendo inmovilización neta de N por parte de los microorganismos del suelo, debido a la pérdida proporcionalmente mayor de C y otros nutrientes.

En el presente estudio, los patrones de lixiviación de N en todos los restos estudiados (Figura 5) condice con los datos reportados por Carlyle *et al.* (1998) quienes en un lisímetro experimentaron con los residuos de cosecha de pino radiata, encontrando que los residuos leñosos han demostrado ser eficientes en la reducción de la lixiviación de N y P en suelos arenosos. También coincide con los resultados de Pérez-Batallón *et al.* (2001) en un experimento a campo con la misma especie, quienes reportaron que el comportamiento de la vegetación y la inmovilización biológica parecen ser los más importantes en regular la concentración de N mineral. Como consecuencia de estos procesos, la cosecha forestal no conduce necesariamente a la pérdida de N por lixiviación, aun cuando la descomposición de los residuos de cosecha haya aumentado por su incorporación al suelo. Shammass *et al.* (2003), encontraron que la liberación de N en los restos leñosos de *E. globulus*, después de 2 años fue limitada, la corteza contenía

el 50% más de N que tenía el material de residuo inicial, y las ramas mantuvieron niveles similares de N al material inicial.

El patrón de lixiviación de N mineral indica que hubo mineralización neta de N en algunos casos (residuos de hojas y acículas), e inmovilización de N mineral en la mayor parte de los muestreos para los tratamientos con agregado de componentes leñosos (ramas y corteza). Las hojas que fueron quienes se degradaron en mayor proporción durante el estudio, son las que presentan menores relaciones C:N, siendo entonces probablemente las proveedoras del N necesario a los microorganismos durante la descomposición. Estos resultados están asociados a la calidad de los restos, tal como ha sido reportado por otros autores (Swift *et al.*, 1979 y Heal *et al.*, 1997).

La liberación de las bases en el lixiviado proveniente de los restos fue en aumento con respecto al lixiviado del suelo testigo hasta el día 60 del experimento, luego se enlenteció. Esto está de acuerdo con la evolución de CO<sub>2</sub>, sugiriendo que los cationes son liberados una vez que el material fue descompuesto. Más adelante en el período en estudio, a partir del día 300 para el caso del Ca, y un poco antes en el caso del Mg, se registró un segundo pico de liberación de bases (Ca y Mg), debido quizás a un cambio en el tipo de compuesto a descomponer, y en la flora microbiana (Heal *et al.*, 1997; Correia y Andrade, 1999). Considerando el bajo contenido de Ca y Mg en los residuos de *P. taeda* comparado con los residuos de *E. grandis*, es posible que una gran proporción de los cationes divalentes liberados fueran retenidos en formas intercambiables en el suelo. Esto se explica dado que no aparecen en el lixiviado, mientras que se observan importantes incrementos en el suelo.

En el caso del K, la liberación de los restos fue rápida. Estos resultados son coincidentes con estudios de descomposición a campo, los cuales mostraron una rápida desaparición de K de los residuos de cosecha, atribuido más bien a la lixiviación que a la descomposición de los residuos (Ganjegunte *et al.*, 2003; Hernández *et al.*, 2007).

Hernández *et al.* (2009), encontraron que la pérdida de K en todos los componentes de cosecha de eucalipto fue rápida; más del 80% del contenido inicial de K en las hojas y corteza fue liberado en los primeros cuatro meses luego de la cosecha. En un estudio de descomposición a campo de restos de cosecha de *E. globulus* (hojas, ramas y corteza), Shammas *et al.* (2003) encontraron que la liberación de K de todos los residuos fue rápida con contenidos que disminuyeron en el 50% dentro de los primeros 2-3 meses del estudio. Después de 2 años, más del 90% del K había sido liberado de todas las fracciones. González (2008) encontró que la pérdida de K de todas las fracciones fue muy rápida, perdiéndose alrededor del 80% del K contenido en hojas y corteza en los cuatro primeros meses del período estudiado. No sólo incide en este caso la liberación de K de los residuos, sino que la mayor lixiviación de K se puede deber a que éste tiende a ser menos retenido como catión intercambiable por los coloides del suelo cuando los cationes divalentes (Ca y Mg) son liberados al mismo tiempo.

El hecho de que el Ca forme parte de paredes celulares y membranas (Marschner, 2003), explica el aumento de concentración de Ca en los restos al final del estudio, luego de perder los compuestos solubles. A excepción de las hojas de *E. grandis*, todos los restos de cosecha aumentaron la concentración de Ca en el muestreo realizado al final de la incubación. Esto está de acuerdo con otros trabajos (Ouro *et al.*, 2001; Shammas *et al.*, 2003; González, 2008) que reportaron que, durante la descomposición, las concentraciones de Ca aumentaron en todas las fracciones de los residuos, mientras la concentración de K disminuyó notablemente. El aumento en el pH del suelo al final del experimento es coincidente con el aumento en el contenido de bases observado, siendo especialmente importante en los tratamientos con ramas y cortezas de *E. grandis*, que fueron los restos de mayor concentración de Ca.

En cambio, para Mg en el muestreo realizado al final de la incubación solamente la corteza de *E. grandis* y la rama de *P. taeda* presentaron mayores concentraciones que

al inicio, teniendo los demás componentes cantidades sensiblemente menores de este elemento. Esto indicaría que se produjo una liberación importante de Mg de los residuos, aunque no estuviera presente en grandes cantidades en el lixiviado por haber sido retenido por el suelo. Los resultados obtenidos por Hernández *et al.* (2007) indican que la evolución de la cantidad de Mg de los restos se relaciona estrechamente con la pérdida de biomasa. Estos autores, trabajando en experimentos conducidos a campo con restos de eucalipto, reportaron pérdidas de Mg de los restos estrechamente unidos a las tasas de descomposición y sólo en el caso de la corteza de *E. grandis* hubo un aumento de la concentración de este nutriente. En forma coincidente O'Connell y Grove (1996), quienes estudiaron el ciclaje de nutrientes en bosques de eucalipto de Australia, consideran al Mg como un elemento que no es liberado hacia el medio, sino que su pérdida depende de la degradación celular de los residuos.

### 3.7 CONCLUSIONES

Existen diferencias en las tasas de descomposición entre las especies, y dentro de cada especie, entre los restos considerados. Las fracciones hoja y acícula presentaron las mayores tasas de descomposición, en comparación con los restos leñosos, lo que se reflejó en el modelo exponencial decreciente ajustado.

Luego de la descomposición de los restos los nutrientes tuvieron un destino final que no es común entre ellos. Durante el experimento de descomposición el N fue lixiviado en muy baja proporción, estando en cantidades apreciables solamente en el lixiviado de hoja de *E. grandis*. Este hecho indica que existe una gran tendencia a la inmovilización de N durante la descomposición de los residuos forestales, lo cual puede ser interpretado como un mecanismo de protección de este elemento frente a las pérdidas por lixiviación o por vía gaseosa.

El K disminuyó notablemente en todos los restos, quedando retenido por el suelo en menor medida que Ca y Mg, siendo su destino final la lixiviación. Sin embargo, este resultado no debe extenderse a situaciones de suelos en condiciones de campo, donde el K tiene posibilidades de ser retenido en capas de suelo más profundas. El Ca aumentó su concentración en los restos, aunque también una parte de éste retornó al suelo, quedando retenido, mientras que sólo una pequeña parte fue lixiviado. El Mg no mostró tan claros aumentos de concentración en los restos, pero en el suelo y lixiviado tuvo el mismo comportamiento que el Ca. En conclusión, cationes bivalentes como Ca y Mg tienden a ser liberados más lentamente a partir de los restos, o permanecen en ellos, pero una vez liberados son retenidos por los sitios de intercambio en el suelo, minimizándose la lixiviación. Para cationes monovalentes como el K, la liberación a partir de restos es rápida, y su retención en posiciones de intercambio de los primeros estratos de suelo se vería afectada competitivamente por cationes bivalentes como Ca y Mg. Por lo tanto, es probable una mayor tendencia a ser lixiviado, y ser retenido en horizontes de suelo más profundos.

### 3.8 AGRADECIMIENTOS

Agradezco al grupo de trabajo del laboratorio de Fertilidad de Suelos de la Facultad de Agronomía, por la capacitación en las técnicas analíticas empleadas en la investigación.

### 3.9 BIBLIOGRAFÍA

- Allison, F.E.; Sterling, L.D. 1949. Nitrate formation from soil organic matter in relation to total nitrogen and cropping practices. *Soil Sci.* 67: 239-252.
- Azevedo, A.P.A. 2000. Estudo da dinâmica do azoto e do carbono em plantações Xorestais intensivas, Doctoral Thesis. Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa. 88 p.
- Bertrand, I.; Chabbert, B.; Kurek, B.; Recous, S. 2006. Can the biochemical and histology of wheat residues explain their decomposition in soil? *Plant and Soil* 281:291-307.
- Burgess, M.S.; Mehuys, G.R.; Madramootoo, C.A. 2002. Nitrogen dynamics of decomposing corn residue components under three tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:1350-1358.
- Carlyle, J.C.; Bligh, M.W.; Nambiar, E.K.S. 1998. Woody residue management to reduce nitrogen and phosphorus leaching from sandy soil after clearfelling *Pinus radiata* plantations. *Can J For Res* 28:1222-1232.
- Correia, M.E.F.; Andrade, A.G. 1999. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: (Eds.). Santos, G.A.; Camargo, F.A.O. *Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre: Genesis. 197-226.
- Couteaux, M.M.; Mousseau, M.; Celerier, M.L.; Bottner, P. 1991. Increased atmospheric CO<sub>2</sub> and litter quality: decomposition of sweet chestnut leaf litter with animal food web of different complexities. *Oikos* 61: 54-64.
- Dalva, M.; Moore, T.R. 1991. Sources and sinks of dissolved organic-carbon in a forested swamp catchment. *Biogeochemistry* 15:1-19.
- Gangegunte, G.K.; Condon, L.M.; Clinton, P.W.; Davis, M.R.; Mahieu, N. 2003. Decomposition and nutrient release from radiata pine (*Pinus Radiata*) coarse woody debris. *For.Ecol. Manag.* 187: 197-211.

- Gómez-Rey, M. X.; Vasconcelos, E.; Madeira, M. 2008. Effects of eucalypt residue management on nutrient leaching and soil properties Eur. J. Forest Res.: 127:379-386.
- González, A. 2008. Extracción y reciclaje de nutrientes por cosecha de *Eucalyptus Globulus* y *Eucalyptus Maidenii*. Tesis. Facultad de Agronomía. Universidad de la República. 49 p.
- Heal, O.W.; Anderson, J.M.; Swift, M.J. 1997. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition, (Eds. Cadish, G.; Giller, K.E.) Centre for Agricultural Bioscience International, Oxon, 3-25.
- Hernández, J.; del Pino, A.; Salvo, L.; Arrarte, G. 2009 Nutrient export and harvest residue decomposition patterns of a *Eucalyptus dunnii* Maiden plantation in temperate climate of Uruguay. For. Ecol. Manag. 258 :92-99.
- Hernández, J.; Del Pino, A.; Alliaume, F.; Califra, A.; Arrarte, G.; Pelufo, M.; Sánchez, G.; Salvo, L.; Martinez, L. 2007. Informe de avances sobre el impacto de las plantaciones comerciales de eucalipto y pino en la productividad y sostenibilidad del recurso suelo. CSIC – Sector Productivo. Facultad de Agronomía, Departamento de Suelos y Aguas, 33 p.
- Kaiser, K.; Guggenberger, G.; Zech, W. 1996. Sorption of DOM and DOM fractions to forest soils. Geoderma 74:281-303.
- Magalhães, M.C.S. 2000. Efeitos de Técnicas de Preparação do Solo e Gestão dos Resíduos Orgânicos em Características Físico-Químicas do Solo de Plantações Florestais, Doctoral Thesis. Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa. 94 p.
- Marschner, H. 2003. Mineral nutrition of higher plants. 2<sup>nd</sup> Ed. London, U.K. Academic Press. 889p.
- Mary, B.; Recous, S.; Darwis, D.; Robin, D. 1996. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. Plant and Soil 181:71-82.



- Mulvaney, R.L. 1996. Total Carbon, Nitrogen-inorganic forms. In: *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods.* Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, 1123-1184.
- Nelson, D.W.; Sommers, L.E., 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods.* ASA and SSSA. (Ed). D.L. Sparks Madison WI. Pp. 961-1010.
- O'Connell, A.M.; Grove, T.S.; 1996. Biomass production nutrient uptake and nutrient cycling in the Jarrah (*Eucalyptus marginata*) and Karri (*Eucalyptus diversicolor*) forests of South-Western Australia. In: Attiwill, P.M., Mark, A.A. (Eds.), *Nutrition of Eucalypts.* CSIRO Publishing, Australia, 155-189.
- Ouro, G.; Pérez Batallón, P.; Merino, A. 2001. Effect of silvicultural practices on nutrient status in a *Pinus radiata* plantation: Nutrient export by tree removal and nutrient dynamics in decomposing logging residues. *Ann. For. Sci.* 58, 411-422.
- Pajuste, K.; Frey, J. 2003. Nitrogen mineralization in podzol soils under boreal Scots pine and Norway spruce stands. *Plant and Soil* 257: 237-247.
- Pérez-Batallón, P.; Ouro, G.; Macías, F.; Merino, A. 2001. Initial mineralization of organic matter in a forest plantation soil following different logging residue management techniques. *Ann. For. Sci.* 58:807-818.
- Qualls, R.G.; Haines, B.L. 1992. Measuring adsorption-isotherms using continuous, unsaturated flow through intact soil cores. *Soil Sci Soc Am J* 56:456-460.
- Rhine, E.D.; Sims, G.H.; Mulvaney, R.L.; Pratt, E.J. 1998. Improving the Berthelot reaction for determining ammonium in soil extracts and water. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:473-480.
- SAS Institute. 1985. *SAS user's guide: Statistics.* Version 5 ed. SAS Inst., Cary, NC.
- Shammas, K.; O'Connell, A. M.; Grove, T. S.; McMurtrie, R.; Damon P. , Rance S. J.. 2003. Contribution of decomposing harvest residues to nutrient cycling in a second rotation *Eucalyptus globulus* plantation in south-western Australia. *Biol Fertil Soils* 38:228-235.

- Smethurst, P.J.; Nambiar, E.K.S. 1990. Effects of slash and litter management on fluxes of nitrogen and tree growth in a young *Pinus radiata* plantation. *Can. J. For. Res.* 20:1498-1507.
- Smith, C.T.; Lowe, A.T.; Beets, P.N.; 1994. Nutrient accumulation in secondrotation *Pinus radiata* after harvest residue management and fertiliser treatment of coastal sand dunes. *New Zea. J. For. Sci.* 24, 362-389.
- Standford, G.; Smith, S.J. 1972. Nitrogen mineralization potential of soils. *Soil Sci.Soc.Am.Proc.*36:465-472.
- Swift, M.J.; Heal, O.W.; Anderson, J.M. 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. *Studies in Ecology Vol.5* Black-well Scientific Publications, Oxford 372 pp.
- Vitousek, P.M.; Matson, P.A. 1985. Disturbance, nitrogen availability, and nitrogen losses in an intensively managed loblolly pine plantation. *Ecology* 66:1360–1376

#### 4. DISCUSIÓN GENERAL

Uno de los procesos relevantes en los ecosistemas forestales desde el punto de vista de su sustentabilidad es reducir las exportaciones de nutrientes, manteniendo los restos de cosecha en el sitio. A posteriori de una cosecha, los diferentes restos inician un proceso de descomposición, proceso en el cual la biomasa es transformada a sus compuestos elementales. En este proceso se reconocen como las etapas principales: rotura del material, lixiviación, catabolismo e incorporación al suelo, las cuales son reguladas por factores climáticos y características físicas, químicas y biológicas del suelo y del material a ser degradado.

El estudio de este proceso puede ser realizado “in situ” a campo, o en condiciones controladas de laboratorio. Dicho proceso puede mostrar diferencias si se realiza en condiciones de laboratorio con respecto a condiciones de campo. Cuando se realizan estudios en condiciones de campo se tiene la ventaja de simular mejor el proceso natural, ya que el material orgánico está en contacto con todas las variables que afectan su descomposición (lluvias, alternancias de frío-calor, radiación solar, fauna del suelo, etc.). La limitante de estos experimentos de campo es que dichas variables son de difícil cuantificación de manera que resulta difícil poder evaluar particularmente el efecto de los restos en el proceso de descomposición (composición química, tamaño, etc). En condiciones de laboratorio con muestreos destructivos se dejan estandarizadas las variables de temperatura y humedad, pero no se tiene el efecto de la remoción de los productos de la descomposición, lo que probablemente enlentezca el proceso. Aunque se crea un ambiente artificial, muy distante al natural, los estudios de laboratorio permiten generar patrones de descomposición que pueden compararse con los valores obtenidos en estudios de campo.

En este estudio se observaron patrones de descomposición distintos según la especie en estudio y dentro de cada especie también hay diferencias según el resto de cosecha. Los resultados obtenidos en cuanto a mineralización de C y N fueron similares

en ambos experimentos, ya que fueron realizados en las mismas condiciones de temperatura y humedad. Los residuos de *Eucalyptus* produjeron más CO<sub>2</sub> que los residuos de *Pinus*, tanto cuando se compararon hojas y acículas, como cuando se compararon las ramas de ambos géneros, lo que sería principalmente debido a su mayor riqueza en compuestos lábiles y nutrientes. Los residuos leñosos tienen relaciones C:N desfavorables para la mineralización, esto genera menor mineralización neta de N con respecto a las hojas/acículas. Wagner y Wolf (1999), concluyeron que el conjunto de propiedades bioquímicas de los residuos de cosecha, que denominan calidad del residuo, especialmente la relación C:N, influye fuertemente en su descomposición en el suelo y los flujos asociados de C y N.

En ambos experimentos se dejaron los residuos sobre la superficie, esto probablemente generó un enlentecimiento en la descomposición de los mismos. En un estudio realizado en una plantación de *P. radiata*, Pérez-Batallón *et al.* (2001) compararon distintas técnicas de preparación para la siembra: retiro de residuos de cosecha del suelo; incorporación mecánica de residuos de cosecha en los primeros 20 centímetros del suelo mineral, y los residuos de cosecha dejados sobre el suelo. Los autores encontraron que la incorporación de residuos en el horizonte mineral favoreció la inmovilización de N. Este efecto fue acompañado por una actividad metabólica más alta, según lo indicado por la biomasa microbiana y las emisiones más altas de CO<sub>2</sub>, así como el contenido mayor de N en residuos de cosecha en descomposición. En la parcela con los residuos dejados sobre el suelo, no se observó ningún cambio en biomasa microbiana del suelo, aunque hubo un alto grado de inmovilización de N. De todos modos, y dado que la incorporación de restos de cosecha forestal al suelo no es una práctica frecuente en plantaciones comerciales de Uruguay, se pretendió que las condiciones de estos experimentos reflejaran la realidad.

Los porcentajes de descomposición encontrados en el presente trabajo fueron similares para el mismo plazo en ambos experimentos, ya que las condiciones

ambientales fueron las mismas para los dos experimentos, al igual que el tipo de restos, e indicaría que la remoción de C soluble y nutrientes en el lixiviado en el segundo experimento no afectó apreciablemente la actividad microbiana.

Como se mencionó podría esperarse que la no remoción del N mineralizado del sistema afectara negativamente la posterior mineralización. Sin embargo en el primer experimento no fue así, ya que hubo mayor producción de N mineral que en el experimento con lixiviado. Aunque debe considerarse que en el segundo experimento, probablemente no todo el N mineralizado fue lixiviado, debido a que parte de este N, en forma amoniacal, puede ser retenido en forma intercambiable por el suelo. Por lo tanto puede ocurrir que el menor valor de N mineral en el lixiviado del segundo experimento no fuera consecuencia de una menor mineralización. Debe aclararse que en estos experimentos no se exploraron procesos de pérdida gaseosa de N u otras transformaciones del N orgánico del suelo que pueden haber ocurrido.

En ambos experimentos se destaca la inmovilización de N por los restos leñosos en descomposición. La mineralización e inmovilización de N orgánico durante la descomposición son los procesos dominantes en el ciclo de N (Vitousek y Matson, 1985). En plantaciones de *Eucalyptus sp.* se han determinado bajas tasas de descomposición, generando una acumulación de materia orgánica y, por consiguiente, un aumento en la cantidad de nutrientes en la interfase restos de cosecha-suelo (Adams y Attiwil, 1986; Louzada *et al.*, 1997; Gama-Rodrigues y Barros, 2002). Esa baja tasa de descomposición se debe, en parte, a la eficiente retranslocación de nutrientes dentro del eucalipto (ciclo bioquímico) produciendo restos de cosecha de baja calidad nutricional, especialmente en N y P (Gama-Rodrigues y Barros, 2002). Esto generaría, al menos en el primer año de descomposición, una predominancia del proceso de inmovilización de estos elementos (Guo y Sims, 1999; Gama-Rodrigues y Barros, 2002). Esto concuerda con otros autores, quienes determinaron que la tasa de descomposición lenta de los residuos del eucalipto ha sido reconocida como una característica de este género (Wood,

1974; Adams y Attiwill, 1986). La descomposición lenta de los residuos da lugar al almacenaje de cantidades significativas de nutrientes no disponibles para los árboles en el ecosistema.

En el segundo experimento, la liberación de K de los restos fue rápida. Estos resultados son coincidentes con estudios de descomposición a campo, los cuales mostraron una rápida desaparición de K de los residuos de cosecha, atribuido más bien a la lixiviación por el agua de lluvia, que a la descomposición de los residuos (Ganjegunte *et al.*, 2003; Hernández *et al.*, 2009). El comportamiento del Ca de los residuos en cambio fue claramente diferente. En el muestreo realizado al final del segundo experimento, a excepción de las hojas de *E. grandis*, todos los restos de cosecha aumentaron la concentración de Ca, esto estaría de acuerdo con otros trabajos (Shammas *et al.*, 2003; Ouro *et al.*, 2001; González 2008), quienes reportaron que durante la descomposición las concentraciones de Ca aumentaron en todas las fracciones del residuo, mientras que la concentración de K disminuyó notablemente. No obstante el incremento en el Ca intercambiable en el suelo al final del experimento indica que hubo una apreciable liberación de Ca de los materiales durante la descomposición.

La evolución de la cantidad de Mg de los restos se relaciona estrechamente con la pérdida de biomasa, lo cual es coincidente con los trabajos de Hernández *et al.* (2007), quienes trabajando en experimentos conducidos a campo con restos de *Eucalyptus sp.*, reportaron pérdidas de Mg de los restos los cuales fueron estrechamente unidos a las tasas de descomposición y sólo en el caso de la corteza de *E. grandis* hubo un aumento de la concentración de este nutriente.

Al final del segundo experimento, el contenido de Ca, Mg, y K intercambiables en el suelo fue mayor con respecto al contenido inicial, lo que significó un aumento en la disponibilidad de estos nutrientes, ya que se encuentran bajo forma intercambiable en el suelo y no fueron lixiviados. Debe notarse que en el segundo experimento la cantidad de suelo por pote fue muy pequeña, y que se trataba de un suelo arenoso, con escasa

proporción de arcilla y materia orgánica, por lo tanto baja capacidad de retención de cationes. No obstante, la baja proporción de Ca y Mg en el lixiviado indica que el suelo fue capaz de retener la mayor parte de las bases liberadas de los residuos, lo cual fue confirmado por el aumento de las bases en el complejo de intercambio del suelo al final del experimento. Es probable que en este proceso las bases hayan sustituido al  $Al^{+3}$  que se encontraba en alta proporción en el suelo al inicio del experimento, lo que puede relacionarse a los aumentos de pH observados en los suelos. Este comportamiento se confirmaría con los aumentos en el pH del suelo, especialmente en los tratamientos con residuos de eucalipto. Dos causas podrían explicar dicho comportamiento: el Al fue desplazado y lixiviado, y/o el Al fue desplazado y precipitado a  $pH > 5.2$ . Esta situación contrarresta la acidificación que provocan los montes forestales. Musto (1993 y 1994), Dieste (1999), Durán *et al.* (2000) y Pérez Bidegain *et al.* (2001), encontraron que los eucaliptos generan cambios en varias propiedades del suelo, en comparación a su uso previo bajo pasturas naturales. Estos cambios ocurren en el suelo mineral, por debajo del mantillo generado por el aporte de biomasa foliar de los árboles. Bajo eucalipto se ha encontrado menor pH y mayor Al intercambiable en el horizonte A. Considerando las proporciones de nutrientes exportadas por la cosecha de montes forestales reportadas por González (2008) y Hernández *et. al.* (2009) junto con los resultados del segundo experimento, es de esperarse que este efecto de acidificación de los suelos sea por lo menos parcialmente contrarrestado por la devolución de bases al suelo causada por la descomposición de los residuos de cosecha. A pesar de esto el manejo de los residuos previo a la re-plantación (sin incorporación al suelo) probablemente implique una estratificación de las bases en el perfil del suelo.

## 5. CONCLUSIONES GENERALES

Existen patrones de descomposición diferentes según la especie en estudio y dentro de cada especie también hay diferencias según el resto de cosecha, destacándose que las diferencias fueron mayores entre fracciones en todas las especies estudiadas. Los residuos de acículas de pino y hojas de eucalipto presentaron mayores tasas de descomposición y mineralización neta de N, a diferencia de ramas y corteza de eucalipto, las cuales inmovilizaron N del suelo, mientras que las ramas de pino tuvieron un comportamiento parecido a hojas y acículas. Los patrones de descomposición y mineralización neta de N estuvieron asociados a las propiedades bioquímicas del material a descomponer, destacándose la relación entre la mineralización de C y N y el contenido de N, C soluble, así como la relación C:N, y la relación L:N.

Los nutrientes estudiados luego de la descomposición de los restos tienen un destino final que no es común entre ellos. Dependiendo de la calidad del resto, el N podría ser, lixiviado y devuelto al suelo, de donde puede ser lixiviado o absorbido por plantas; o será inmovilizado por los microorganismos, siendo retenido para futuras plantaciones. El K disminuye notablemente en todos los restos, queda poco retenido por el suelo, lixiviándose en mayor proporción que los demás cationes. El Ca aumenta su concentración en los restos, también una parte de este queda retenido en el suelo y sólo una muy pequeña parte se lixivía. El Mg sólo aumentó su concentración en los restos de corteza de *E. grandis*, pero en el suelo y en el lixiviado tuvo el mismo comportamiento que el Ca, reteniéndose en forma intercambiable.



## 6. BIBLIOGRAFÍA GENERAL

- Adams, M.A.; Attiwill, P.M. 1986. Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalypt forests south-eastern Australia. I. Nutrient Cycling and nitrogen turnover. *Plant and Soil*, 92: 319-339.
- Allison, F.E.; Sterling, L.D. 1949. Nitrate formation from soil organic matter in relation to total nitrogen and cropping practices. *Soil Sci.* 67: 239-252.
- Ambus, P.; Jenssen, E.S. 2001. Crop residue management strategies to reduce N losses – Interaction with crop N supply. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 32: 981-966.
- Azevedo, A.P.A. 2000. Estudo da dinâmica do azoto e do carbono em plantações Xorestais intensivas, Doctoral Thesis. Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.
- Baldwin, I.T.; Olson, R.K.; Reiners, W.A. 1983. Protein binding phenolics and the inhibition of nitrification in subalpine balsam fir soils. *Sol Biol. Biochem.* 15: 419-423.
- Berg, B.; McClaugherty, C. 2003. *Plant Litter: Decomposition, Humus Formation Carbon Sequestration*. Springer, Germany, 286p.
- Bertrand, I.; Chabbert, B.; Kurek, B.; Recous, S. 2006. Can the biochemical and histology of wheat residues explain their decomposition in soil? *Plant and Soil* 281:291-307.
- Burgess, M.S.; Mehuys, G.R.; Madramootoo, C.A. 2002. Nitrogen dynamics of decomposing corn residue components under three tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:1350-1358.
- Cabrera, M.; Cal, A. 2007. Cambios en propiedades físicas y químicas de suelos de la Unidad Rivera al pasar de uso pastoril a forestal con *Eucalyptus grandis* Hill (ex Maiden) y *Pinus taeda* L. Tesis. Facultad de Agronomía. Universidad de la República. 95 p.

- Cabrera, M.L.; Kissel, D.E. 1988. Evaluation of a method to predict nitrogen mineralized from soil organic matter under field conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 1027-1031.
- Canhoto, C.; Graça, M. 1999. Leaf barriers of colonization and Shredders (*Tipula lateralis*) consumption of decomposing *Eucalyptus globulus*. *Microb Ecol* 37:163-172.
- Cape, J.N. 1983. Contact angles of water droplets on needles of scots Pine (*Pinus silvestris*) growing in polluted atmospheres. *New Phytol.* 93: 293-299.
- Carlyle, J.C.; Bligh, M.W.; Nambiar, E.K.S. 1998. Woody residue management to reduce nitrogen and phosphorus leaching from sandy soil after clearfelling *Pinus radiata* plantations. *Can J For Res* 28:1222-1232.
- Correia, M.E.F.; Andrade, A.G. 1999. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: (Eds.). Santos, G.A.; Camargo, F.A.O. *Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre: Genesis, 197-226.
- Constantinides, M.; Fownes, J.H. 1994. Nitrogen mineralization from leaves and litter of tropical plants: relationship to nitrogen, lignin and soluble polyphenol concentrations. *Soil Biol. Biochem.* 26: 49-55.
- Couteaux, M.M.; Mousseau, M.; Celerier, M.L.; Bottner, P. 1991. Increased atmospheric CO<sub>2</sub> and litter quality: decomposition of sweet chestnut leaf litter with animal food web of different complexities. *Oikos* 61: 54-64.
- Dalva, M.; Moore, T.R. 1991. Sources and sinks of dissolved organic-carbon in a forested swamp catchment. *Biogeochemistry* 15:1-19.
- Dieste, A. 1999. Caracterización de suelos de los departamentos de Río Negro y Rivera y evolución de sus propiedades al pasar del uso pastoril al forestal. Tesis. Facultad de Agronomía. Universidad de la República. 102 p.

- Durán, A.; García, F.; Pérez Bidegain, M. 2000. Informe de avance a la División Forestal –MGAP del componente “Suelos” del Proyecto de Monitoreo del Efecto de la Forestación con *Eucalyptus*.
- Fierer, N.; Schimel, J.P.; Cates, R.G.; Zou, J. 2001. Influence of balsam poplar tannin fractions on carbon and nitrogen dynamics in Alaskan taiga floodplain soils. *Soil Biol. Biochem.* 33: 1827-1839.
- Foth, H.; Turk, L. 1972. *Fundamentals of soils science*. Mexico, DF. Compañía Editorial Continental S.A. 527 p.
- Frankenberger, W.T.; Abdelmagid, H.M. 1985. Kinetic parameters of nitrogen mineralization rates of leguminous crop incorporated into soil. *Plant and Soil* 87:257-271.
- Gallardo, A.; Merino, J. 1993. Leaf decomposition in two Mediterranean ecosystems of Southeast Spain: influence substrate quality. *Ecology* 74:721-727.
- Gama-Rodrigues, A.C.; Barros, N.F. 2002. Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. *R. Árvore*.26 : 193-207.
- Gangegunte, G.K.; Condron, L.M.; Clinton, P.W.; Davis, M.R.; Mahieu, N. 2003. Decomposition and nutrient release from radiata pine (*Pinus Radiata*) coarse woody debris. *For. Ecol. Manag.* 187: 197-211.
- Gómez-Rey, M. X.; Vasconcelos, E.; Madeira, M. 2008. Effects of eucalypt residue management on nutrient leaching and soil properties *Eur. J. Forest Res.*: 127:379-386.
- González, A. 2008. Extracción y reciclaje de nutrientes por cosecha de *Eucalyptus Globulus* y *Eucalyptus Maidenii*. Tesis. Facultad de Agronomía. Universidad de la República. 49 p.

- Goya, J.; Frangi, F.; Dalla, T.; Marco, M.; Laroccam, F. 1997. Biomasa, productividad y contenido de nutrientes en plantaciones de *Eucalyptus grandis* en el NE de la provincia de Entre Ríos. In: XII Jornadas Forestales de Entre Ríos. Concordia. Resúmenes de Congreso. pp. iii-1 a iii-19.
- Guo, L.B.; Sims, R.E.H. 1999. Litter decomposition and nutrient release via litter decomposition in The New Zealand eucalypt short rotation forests. *Agriculture Ecosystems and Environment*, (75):133-140.
- Hammel, K.E. 1997. Fungal degradation of lignin. In: Cadisch, G.; Giller, K. E. Eds. *Driven by nature. Plant litter quality and decomposition*. CAB International, 33-45.
- Handayanto, E.; Giller, K.E.; Cadish, G. 1997. Regulating N release from legume tree prunings by mixing residues of different quality. *Soil Biol. Biochem.* 29:1417-1426.
- Hassink, J. 1994. Effects of soil texture and grassland management on soil organic matter C and N and rates of C and N mineralization. *Soil Biol. Biochem.* 26:1221-1231.
- Hattenschwiler, S.; Vitousek, P. 2000. The role of polyphenols in terrestrial Ecosystem nutrient cycling. *Trends Ecol. Evol.* 15: 238-243.
- Heal, O.W.; Anderson, J.M.; Swift, M.J. 1997. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: *Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition*, (Eds. Cadish, G.; Giller, K.E.) Centre for Agricultural Bioscience International, Oxon, 3-25.
- Hernández, J.; del Pino, A.; Salvo, L.; Arrarte, G. 2009 Nutrient export and harvest residue decomposition patterns of a *Eucalyptus dunnii* Maiden plantation in temperate climate of Uruguay. *For. Ecol. and Manag.* 258 2:92-99.
- Hernández, J.; Del Pino, A.; Alliaume, F.; Califra, A.; Arrarte, G.; Pelufo, M.; Sánchez, G.; Salvo, L.; Martinez, L. 2007. Informe de avances sobre el impacto

de las plantaciones comerciales de eucalipto y pino en la productividad y sostenibilidad del recurso suelo. CSIC – Sector Productivo. Facultad de Agronomía, Departamento de Suelos y Aguas, 33p.

- Hernández, J.M.; Santa Regina, I.; Gallardo, J.F. 1992. Dinámica de la descomposición de la hojarasca forestal en bosques de la cuenca del Duero (Provincia de Zamora): Modelización de la pérdida de peso. *Arid Soil Res. Rehab.* 6:339-355.
- Jenkinson, D.S. 1981. The fate of plant and animal residues in Soil. In: *The chemistry of soil processes.* (Ed). D.J. Greenland and M. H. B. Hayes, 505-554.
- Kaiser, K.; Guggenberger, G.; Zech, W. 1996. Sorption of DOM and DOM fractions to forest soils. *Geoderma* 74:281-303.
- Lodhiyal, L.S.; Lodhiyal, N. 1997. Nutrient cycling and nutrient use efficiency in short rotation, high density Central Himalayan Tarai poplar plantations. *Ann. Botany* 79:517-527.
- Louzada, J.N.C.; Schoereder, J.H.; De Marco Jr, P. 1997. Litter decomposition in semideciduous forest and Eucalyptus spp. crop in Brazil: a comparison. *For. Ecol. Manag.* 94:31-36.
- Lovett, G.M.; Weathers K.C.; Arthur M.A.; Schultz, J.C. 2004. Nitrogen cycling in a northern hardwood forest: Do species matter? *Biogeochemistry* 67: 289-308.
- Magalhães, M.C.S. 2000 Efeitos de Técnicas de Preparação do Solo e Gestão dos Resíduos Orgânicos em Características Físico-Químicas do Solo de Plantações Florestais, Doctoral Thesis. Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.
- Marschner, H. 2003. Mineral nutrition of higher plants. 2nd ed. Academic Press London, 889p.
- Mary, B.; Recous, S.; Darwis, D.; Robin, D. 1996. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and Soil* 181:71-82.

- Mendham, D.S.; O'Connell, A.M.; Grove, T.S.; Rance, S.J. 2003. Residue Management effects on soil carbon and nutrient content and growth second rotation eucalypts. *For. Ecol. Manag.* 181:357-372.
- Melillo, J.M.; Aber, J.D.; Muratore, J.F. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63: 621-626.
- MGAP (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca). 2007. Consulta octubre 2007. <http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,20,441,O,S,0,MNU;E;134;2;MNU.Superficie+TOTAL+por+depto+y+sec+jud+1975-2010>.
- MGAP (Ministerio de Ganaderia, Agricultura y Pesca). 2000. Consulta Octubre 2007. <http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,20,417,O,S,0,MNU;E;2;15;125;15;MNU.DECRETO+220-10.pdf>.
- Mulvaney, R.L. 1996. Total Carbon, Nitrogen-inorganic forms. In: *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods.* Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, 1123-1184.
- Musto, J.W. 1994. Impacts of plantation forestry on soil physical properties and soil water regime In. *ICFR Annual Research Report South Africa*, 60-73.
- Musto, J.W. 1993. Impacts of plantation forestry and soil management In. *ICFR Annual Research Report South Africa*, 102-109.
- Nelson, D.W.; Sommers, L.E., 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods.* ASA and SSSA. (Ed). D.L. Sparks, Madison WI. 961-1010.
- Northup, R.R.; Yu Z.; Dahlgren, R.A.; Vogt, K.A. 1995. Polyphenol control of nitrogen release from pine litter. *Nature* 377: 227-229.
- O'Connell, A.M., Grove, T.S., Mendhan, D.S., Corbeels, M., McMurtrie, R.F., Shammass, K., Rance, S.J. 2004. Impacts of inter-rotation site management on

- nutrient stores and fluxes and growth of eucalypt plantations in southwestern Australia. In: Nambiar, K.E.S.; Ranger, J.; Tiarks, A.; & Toma, T. (Eds). Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: Proceedings of Workshop in Congo July 2001 and China February 2003. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia, 77-91.
- O'Connell, A.M.; Grove, T.S.; 1996. Biomass production nutrient uptake and nutrient cycling in the Jarrah (*Eucalyptus marginata*) and Karri (*Eucalyptus diversicolor*) forests of South-Western Australia. In: Attiwill, P.M., Mark, A.A. (Eds.), Nutrition of Eucalypts. CSIRO Publishing, Australia, 155-189.
- Ouro, G.; Pérez Batallón, P.; Merino, A. 2001. Effect of silvicultural practices on nutrient status in a *Pinus radiata* plantation: Nutrient export by tree removal and nutrient dynamics in decomposing logging residues. *Ann. For. Sci.* 58: 411-422.
- Pajuste, K.; Frey, J. 2003. Nitrogen mineralization in podzol soils under boreal Scots pine and Norway spruce stands. *Plant and Soil* 257: 237-247.
- Palm, C.A.; Gachengo, C.N.; Delve, R.J.; Cadisch, G.; Giller, K.E. 2001. Organic inputs for soil fertility management in tropical agroecosystems: application of an organic resource database. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83:27-42.
- Pérez-Batallón, P.; Ouro, G.; Macías, F.; Merino, A. 2001. Initial mineralization of organic matter in a forest plantation soil following different logging residue management techniques. *Ann. For. Sci.* 58:807-818.
- Pérez Bidegain, M.; García Préchac, F.; Durán, A. 2001. Soil use change effect, from pastures to *Eucalyptus* sp., on some soil physical and chemical properties in Uruguay- In 3rd International Conference on Land Degradation, Río de Janeiro. En CD-ROM.
- Qualls, R.G.; Haines, B.L. 1992. Measuring adsorption-isotherms using continuous, unsaturated flow through intact soil cores. *Soil Sci Soc Am J* 56:456-460.

- Rezende, J.L.P.; Garcia, Q.S. and Scotti, M.R. 2001. Laboratory decomposition of *Dalbergia nigra* All. ex Benth and *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden leaves in forest and eucalypt plantation soils. *Acta Bot. Bras.* 15:305-312.
- Rhine, E.D.; Sims, G.H.; Mulvaney, R.L., Pratt, E.J. 1998. Improving the Berthelot reaction for determining ammonium in soil extracts and water. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:473-480.
- Rodríguez, J. 2008. Caracterización del proceso de hidrofobicidad en suelos afectados a la forestación con *Eucalyptus* sp. y *Pinus* sp. Primera aproximación. Tesis. Facultad de Ciencias. Universidad de la República. 82 p.
- Santa Regina, I.; Rapp, M.; Martín, A.; Gallardo, J.F. 1997. Nutrient release dynamics in decomposing leaf litter in two Mediterranean deciduous oak species. *Ann. Sci. For.* 54:747-760.
- Santana, R.C.; Barros, N.F.; Comerford, N.B. 2000. Above-ground biomass, nutrient content, and nutrient use efficiency of eucalypt plantations growing in different sites in Brazil. *New Zea. J. For. Sci.* 30:225-236.
- Santos Costa, G.; da Gama-Rodrigues, A. C.; de Melo Cunha, G. 2005. Decomposição e liberação de nutrientes da seraphilera foliar em povoamentos de *Eucalyptus grandis* no norte fluminense. *R. Árvore, Viçosa-MG.*29:563-570.
- SAS Institute. 1985. SAS user`s guide: Statistics. Version 5 ed. SAS Inst., Cary, NC.
- Schwanninger, M.; Hinterstoisser, B. 2002. Klason lignin: Modifications to improve the precision of the standardized determination. *Holzforschung* 56: 161-166.
- Schimel, J.P.; Cates, R.G.; Reuss, R. 1998. The role of balsam poplar secondary chemicals in controlling soil nutrient dynamics through succession in the Alaskan taiga. *Biogeochem.* 42: 221-234.
- Shammas, K.; O'Connell, A. M.; Grove, T. S.; McMurtrie, R.; Damon P. , Rance S. J.. 2003. Contribution of decomposing harvest residues to nutrient cycling in a



second rotation *Eucalyptus globulus* plantation in south-western Australia. *Biol Fertil Soils* 38:228-235.

- Singleton, V.L.; Rossi, J.A. 1965. Colorimetry of total phenolics with phosphomolybdic-phosphotungstic acid reagents. *Journal of Enology and Viticultura* 16:144-148.
- Smith, C.T.; Lowe, A.T.; Beets, P.N.; 1994. Nutrient accumulation in secondrotation *Pinus radiata* after harvest residue management and fertiliser treatment of coastal sand dunes. *New Zea. J. For. Sci.* 24, 362-389.
- Smethurst, P.J.; Nambiar, E.K.S. 1990. Effects of slash and litter management on fluxes of N and tree growth in a young *P. radiata* plantation. *Can J For Res* 20:1498–1507.
- Stanford, G.; Smith, S. J. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 36: 465–472.
- Swift, M.J.; Heal, O.W.; Anderson, J.M. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems.* Blackwell Scientific Publications, London, 371 p.
- Trinsoutrot, S.; Recous, B.; Linères, M.; Chèneby, D.; Nicolardot, B. 2000. Biochemical quality of crop residues and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:918-926.
- Verkaik, E.; Jongkind, A.G.; Berendse, F. 2006. Short-term and long-term effects of tannins on nitrogen mineralisation and litter decomposition in kauri (*Agathis australis* (D. Don) Lindl.) forests. *Plant and Soil* 287:337-345.
- Vitousek, P.M.; Matson, P.A. 1985. Disturbance, nitrogen availability, and nitrogen losses in an intensively managed loblolly pine plantation. *Ecology* 66:1360-1376.
- Wagner, G.H.; Wolf, D.C. 1999. Carbon transformations and soil organic matter formation. In: *Principles and Applications of Soil Microbiology* . (Eds.) Sylvia, D.M.; Fuhrmann, J.J.; Hartel, P.G.; Zuberer, D.A. , Prentice Hall, NJ. 218-258.

- Wood, T.G. 1974. Field investigations on the decomposition of leaves of *Eucalyptus delegatensis* in relation to environmental factors. *Pedobiologia* 14:343-371.
- Zak, D.R.; Grigal, D.F.; Ohmann, L.F. 1993. Kinetics of microbial respiration and nitrogen mineralization in Great Lakes forests. *Soil Sci. Am. J.* 57:1100-1106.