

Producción y descomposición de hojarasca en un bosque Maulino fragmentado

Pilar A. Palacios-Bianchi

Departamento de Ciencias Ecológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago, Chile.

*El bosque Maulino ha sido severamente fragmentado, lo cual puede afectar procesos como la producción y descomposición de hojarasca. Evaluamos experimentalmente el efecto de la fragmentación de este bosque sobre la producción y la tasa de descomposición de hojarasca. La producción de hojarasca se evaluó como peso seco por unidad de superficie ($g/0.25 m^2$), utilizando trampas recolectoras de $0.5 \times 0.5 m$, ubicadas a $0.8-1 m$ sobre el suelo. La tasa de descomposición se estimó como la pérdida de peso seco de la hojarasca en relación al peso seco inicial. Para esto se utilizaron bolsas de descomposición de hojarasca que contenían $6 g$ de hojas de *Nothofagus glauca*, evaluando periódicamente la pérdida de peso. Los experimentos se ubican en un bosque continuo (Reserva Nacional Los Queules, VII Región) y en cuatro fragmentos de bosque adyacentes. La producción de hojarasca anual no difiere significativamente entre el bosque continuo y los fragmentos. En general, en el bosque continuo hay mayor producción de semillas, líquen y corteza. La tasa de descomposición de hojarasca es $1,4$ veces mayor en el bosque continuo. Esto demuestra que la fragmentación del bosque afecta los procesos de producción y descomposición de hojarasca, pudiendo alterar el ciclo de nutrientes y la dinámica futura del bosque.*

Palabras clave: Producción de hojarasca, descomposición de hojarasca, fragmentación, bosque Maulino

*The Maulino forest has been severely fragmented, which can affect processes like litterfall production and decomposition. We evaluated experimentally the effect of forest fragmentation in litterfall production and decomposition. Litter production was measured as dry weight per surface unit ($g/0.25 m^2$), using $0.5 \times 0.5 m$ collecting traps, located at $0.8-1 m$ over the forest floor. Decomposition rate was estimated as litterfall dry weight loss related to initial dry weight. For this matter we used litterbags with $6 g$ of *Nothofagus glauca* leaves, and we evaluated weight loss periodically. The experiments were located in a continuous forest (Los Queules National Reserve, VII Region) and in four adjacent forest fragments. Annual litterfall production is not significantly different between continuous forest and forest fragments. In general, the continuous forest produces more seeds, lichen and bark. Litterfall decomposition rate is $1,4$ times higher in the continuous forest. This shows that forest fragmentation affects the processes of litterfall production and decomposition, and this could affect nutrient cycling and forest dynamics in the future.*

Key words: Litterfall production, litterfall decomposition, fragmentation, Maulino forest

Introducción

La fragmentación del hábitat es el proceso donde una área de hábitat grande y continua es transformada en una serie de parches remanentes más pequeños, aislados entre sí por una matriz de hábitat estructuralmente diferente al original (Groom & Schumaker, 1993). En los fragmentos remanentes, las condiciones microclimáticas cambian con respecto del hábitat continuo original, ya que los fragmentos están más expuestos al viento, la radiación solar y la lluvia (Kapos,

1989; Matlack, 1993; Turton & Freiburger, 1997).

La producción y descomposición de hojarasca son afectadas por estos cambios (Didham, 1998; Sundarapandian *et al.*, 1999). A mayor velocidad del viento, aumenta la producción de hojarasca (Huber & Oyarzún, 1983), las tormentas aumentan la caída de ramas y el stress hídrico produce un aumento en la caída de hojarasca (Bray & Gorham, 1964). La descomposición de hojarasca, por su parte, es más rápida en

condiciones de alta humedad en el suelo. En presencia de temperaturas extremadamente altas o bajas se inhibe la descomposición (Didham, 1997; Witkamp, 1966). Por lo tanto, los cambios microclimáticos en los fragmentos de bosques podrían afectar la producción y descomposición de hojarasca.

La producción y la descomposición de la hojarasca son importantes en el ciclaje de nutrientes de los bosques (Jordan, 1982; Melillo & Aber, 1982; Steubing *et al.*, 2001; Sundarapandian *et al.*, 1999; Vitousek, 1984). Una alta producción y baja tasa de descomposición de la hojarasca pueden resultar en la acumulación de hojarasca en el horizonte superficial del suelo, aumentando la biomasa y la profundidad de la hojarasca, y con ello, la acumulación de nutrientes en el horizonte superficial del suelo y limitación de nutrientes para los productores primarios (Didham, 1998; Melillo & Aber, 1982). La fragmentación de los bosques, por lo tanto, podría afectar el ciclo de nutrientes.

En bosques tropicales la fragmentación aumenta la producción de hojarasca (Lovejoy *et al.*, 1986). La tasa de descomposición, por su parte, puede ser más lenta en los fragmentos que en el bosque continuo (Didham, 1998; Rubinstein, 2001). Pese a que en Chile existen numerosas investigaciones sobre producción y descomposición de hojarasca en distintos tipos de bosques (Anexos 1 y 2), no existen estudios para determinar el efecto de la fragmentación sobre estos procesos.

La fragmentación de los bosques es un problema frecuente a nivel mundial (Groom & Schumaker, 1993; Withmore, 1997). En Chile, la deforestación y fragmentación del bosque ha tenido como consecuencia que en algunas regiones del país el bosque nativo ha quedado reducido a pequeños fragmentos (Bustamante & Castor, 1998; Grez *et al.*, 1998; Lara *et al.*, 1996). El tipo forestal Roble-Hualo (*Nothofagus obliqua* – *Nothofagus glauca*) (Donoso, 1993a) es uno de los más escasos de Chile, representando el 1,4 % de la superficie de bosque nativo

del país, y cuenta con sólo un 0,5% de representación en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (CONAMA-CONAF, 1997; Rojas, 1999). La principal causa de la disminución de la superficie de este bosque de ha sido, primero, su corta para utilizar los terrenos en la agricultura y luego, el reemplazo del bosque nativo remanente y parte de las tierras agrícolas por plantaciones de especies exóticas tales como *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata* (Donoso & Lara 1996; Lara *et al.*, 1996, San Martín & Donoso, 1996).

El bosque Maulino, perteneciente al tipo forestal Roble-Hualo, se ubica en la eco-región Bosques de lluvia invernal de Chile, perteneciente a la bio-región Bosques templados del Sur de América del Sur (Dinerstein *et al.*, 1995). Esta eco-región tiene un alto índice de fragmentación, su estado de conservación es considerado como En Peligro, y posee la máxima prioridad de conservación dentro de las distintas eco-regiones de América Latina (Dinerstein *et al.*, 1995). La distintividad biológica de esta eco-región es sobresaliente a nivel regional (Dinerstein *et al.*, 1995). El bosque Maulino, en particular, tiene importancia florística, debido a la presencia de especies endémicas, como *Gomortega keule* (Queule) *Berberidopsis corallina* (Michay rojo) y *Pitavia punctata* (Pitao), especies en peligro de extinción, *Nothofagus glauca* (Hualo, Roble Maulino), especie vulnerable, y *Citronella mucronata* (Naranjillo), especie rara (Benoit, 1989).

En este contexto, el objetivo de este seminario es evaluar el efecto de la fragmentación del bosque Maulino en la producción y descomposición de hojarasca. En función de la información disponible, se espera que en los fragmentos de bosque la producción de hojarasca aumente y la descomposición de la hojarasca disminuya en comparación con el bosque continuo, lo que causaría una mayor biomasa de hojarasca acumulada en los fragmentos en relación al bosque continuo.

Área de Estudio

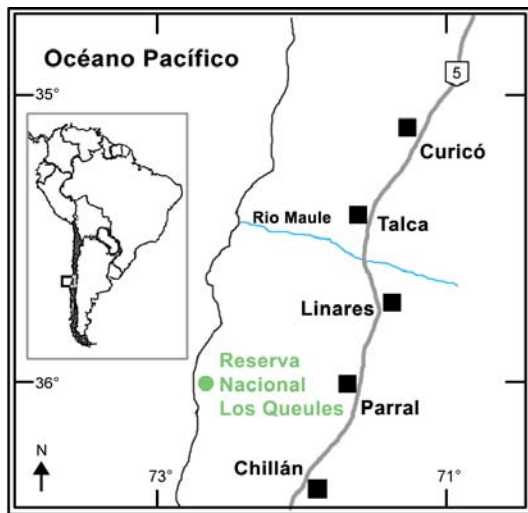


Figura 1. Ubicación de la Reserva Nacional Los Queules (círculo). Se indican las ciudades principales (cuadrados) y la ruta 5-sur.

Este estudio fue realizado desde Julio de 2001 hasta Octubre de 2002 en la Reserva Nacional Los Queules y en cuatro fragmentos de bosque Maulino cercanos a ella ($35^{\circ} 58' S$ y $72^{\circ} 19' O$), VII Región (Fig. 1). La Reserva, considerada en este estudio como bosque continuo, tiene una superficie de 145 ha y está inmersa en 600 ha de bosque nativo. Los fragmentos varían entre 1 a 6 ha, y están rodeados por una matriz de *Pinus radiata* (Fig. 2). En el bosque continuo están presentes especies características del bosque Maulino, como *G. keule*, *N. glauca*, *N. obliqua*, *A. punctatum*, *C. alba* y *G. avellana*. Los fragmentos contienen una mayor diversidad de especies arbóreas nativas que el bosque continuo, debido a que en los fragmentos coexisten especies pertenecientes a distintos estados sucesionales, como *A. chilensis*, especie colonizadora, y *N. glauca*, especie sucesional tardía (Bustamante *et al.*, en prensa). Para mayores detalles sobre la estructura vegetal del bosque fragmentado y del bosque continuo vease a

Acosta (2001), Bustamante *et al.* (en prensa) y Vergara (2001).

El porcentaje de humedad del suelo es mayor el bosque continuo (33,7%) en comparación con los fragmentos (30,1%). La temperatura del aire no mostró diferencias significativas entre el bosque continuo y los fragmentos de bosque (Henríquez, 2002). La radiación fotosintéticamente activa es 1,6 veces más intensa en los fragmentos en comparación con el bosque continuo (Guerrero, 2002).

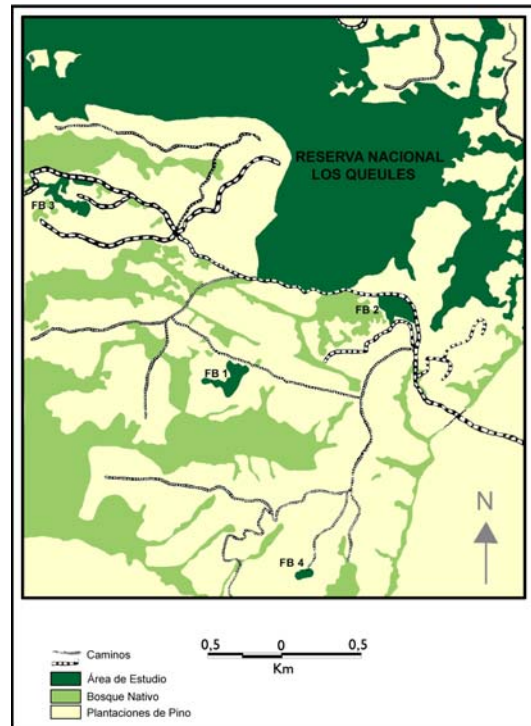


Figura 2. Mapa de la ubicación del bosque continuo y los fragmentos.

Materiales y Métodos

En esta investigación se utilizó una aproximación experimental, incluyendo un experimento natural y experimentos de campo manipulativos (Diamond, 1986). La producción de hojarasca se evaluó en un experimento natural causado por la fragmentación del bosque debido a la acción antrópica en el área de estudio. El experimento de descomposición de hojarasca fue de tipo manipulativo.

Producción de hojarasca



Figura 3. Trampa colectora de hojarasca en la Reserva Nacional Los Queules.

La producción de hojarasca se evaluó como la biomasa acumulada mensualmente (e.g. Búrquez *et al.*, 1999; Donoso, 1993b; Donoso *et al.*, 1993; Enrigh, 1999; Gómez, 1976; Lienlaf, 1996; Salazar, 1998). La hojarasca se colectó en trampas recolectoras, ubicadas en el centro del bosque continuo y de los cuatro fragmentos estudiados (40 trampas en el bosque continuo y 10 en cada fragmento). La superficie de colecta medía 50 x 50 cm, y las trampas se ubicaron a 80 cm del suelo (Donoso, 1993b; Vitousek, 1984). Las trampas se fabricaron con tubos de PVC y una malla plástica de 1 mm de tamiz (Fig. 3). Una vez al mes se removió la hojarasca de las trampas. La hojarasca se secó a 80 °C hasta peso constante y la biomasa se expresó como masa, en peso seco, por mes. Para conocer el aporte en biomasa de los distintos componentes de la hojarasca, esta se separó en hojas, semillas, flores y frutos, líquen, corteza, y ramas de hasta 5 cm de diámetro (e.g. Becker, 1981; Caldenty *et al.*, 2001; Gómez, 1976;

Hernández, 2000; Huber & Oyarzún, 1983; Lienlaf, 1996; Pedrasa, 1980; Perez *et al.*, 1991; Puente, 1980; Riveros & Alberdi, 1978; Salazar, 1998; Vablen *et al.*, 1979; Anexo 1). Para evaluar la similitud en la composición de especies que contribuyen a la hojarasca en el bosque continuo y los fragmentos, se identificaron las especies presentes como hojas, semillas, flores y frutos. La similitud en la composición de especies se estimó mediante el índice de Sorensen (Ss) (Krebs, 1989):

$$Ss = 2a / (2a + b + c)$$

donde a = número de especies presentes en ambos lugares, b = número de especies presentes en el bosque continuo y ausentes en los fragmentos, c = número de especies presentes en los fragmentos y ausentes en el bosque continuo.

Descomposición de hojarasca

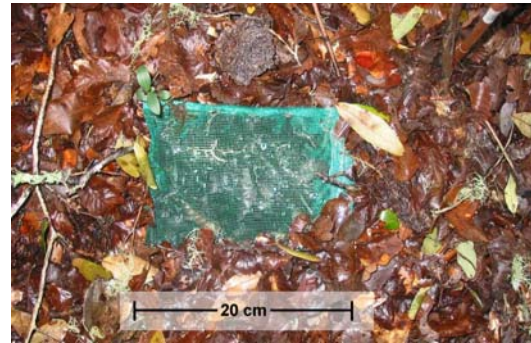


Figura 4. Bolsa de descomposición de hojarasca.

La descomposición de hojarasca se evaluó como la pérdida de biomasa de hojarasca a través del tiempo, en relación al peso inicial (e.g. Babbar & Ewel, 1989; Liu *et al.*, 2000; Martínez-Yrizar *et al.*, 1999; Pérez *et al.*, 1991; Salazar, 1998; Steubing *et al.*, 2001). En el centro del bosque continuo y de los cuatro fragmentos se instalaron 240 bolsas de descomposición (120 en el bosque continuo y 30 en cada fragmento, en grupos de 6 bolsas), confeccionadas de malla plástica de 1 mm de tamiz (Fig. 4), las que contenían 6 g de hojas secas, recolectadas al inicio del otoño, directamente desde los

árboles, desde una altura de 1 a 2 m. La especie utilizada fue *N. glauca*, representativa del tipo forestal Roble-Hualo, y presente en alto porcentaje en la hojarasca. Las bolsas de descomposición se ubicaron en el horizonte superficial del suelo, tapadas con hojas. Cada dos meses, se retiró una bolsa al azar de cada grupo, su contenido se secó en bolsas de papel a 80 °C hasta peso constante. El porcentaje de descomposición de las hojas refleja la pérdida de biomasa de las muestras durante un periodo definido de tiempo. La velocidad de descomposición K se estimó como:

$$K = -\ln (X_0 / X_1) / T$$

donde: X_0 = peso inicial (g), X_1 = peso final (g), T = tiempo de descomposición (años) y K = velocidad de descomposición. Esta aproximación es comúnmente utilizada en Chile (Caldentey *et al.*, 2001; Hernández, 2000; Pedrasa, 1989; Salazar, 1998).

Biomasa de hojarasca

La biomasa de hojarasca acumulada en el horizonte superficial del suelo se evaluó mediante la extracción de toda la hojarasca en cuadrantes de 25 x 25 cm, en Octubre de 2000 y Enero de 2001. La hojarasca se secó a 80 °C hasta peso constante y la biomasa se expresó como masa, en peso seco.

Análisis estadístico

Para determinar si existen diferencias significativas tanto en la producción, descomposición como en la biomasa de hojarasca acumulada en el horizonte superficial del suelo entre el bosque continuo y los fragmentos se utilizó un ANDEVA (Análisis de Varianza) de medidas repetidas, con ajuste de Greenhouse-Geisser (StatSoft, 2002). Para determinar si la producción de hojarasca se correlaciona en el bosque continuo y los fragmentos se realizaron correlaciones de Pearson.

Resultados

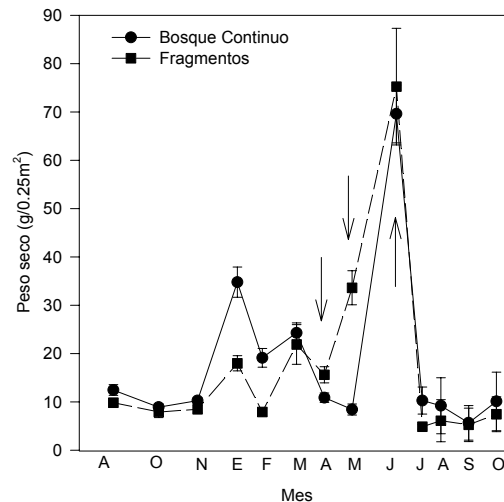


Figura 5. Producción de hojarasca total en el bosque continuo y los fragmentos. Los valores indican promedio y error estándar. Las flechas indican la presencia de temporales.

Producción de hojarasca total

La producción total de hojarasca tuvo un promedio mensual de $18,00 \pm 4,8$ g/0,25m² en el bosque continuo y de $17,10 \pm 5,3$ g/0,25m² en los fragmentos (Fig. 5). La producción anual de hojarasca fue de 8,36 t/ha en el bosque continuo y 8,13 t/ha en los fragmentos. La producción total de hojarasca no difiere significativamente entre el bosque continuo y los fragmentos (Tabla 1a). La producción máxima de hojarasca ocurre en Junio de 2002. La producción mínima de hojarasca en los fragmentos ocurre en Julio de 2002, en cambio, en el bosque continuo la mínima producción se detectó en Septiembre de 2002. La máxima producción de hojarasca detectada en el sitio de estudio fue aproximadamente 15 veces mayor que la mínima. Las mayores producciones se detectaron en los meses con presencia de temporales (Fig. 5). Durante 10 meses la producción es mayor en el bosque continuo, pero en los meses con temporales la producción es mayor en los fragmentos.

Tabla 1. Análisis de Varianza de medidas repetidas.

Efecto	g. l.	g. l. ajd.	F	P	P ajd.
<i>a- Producción de hojarasca total</i>					
Fragmentación	1		0.5	0.47	
Tiempo	12	3.51	138.7	< 0.001	< .001
Fragmentación * Tiempo	12	3.51	10.5	< 0.001	< .001
<i>b- Producción de semillas</i>					
Fragmentación	1		12.7	< 0.001	
Tiempo	9	1.30	16.0	< 0.001	< .001
Fragmentación * Tiempo	9	1.30	11.0	< 0.001	< .001
<i>c- Producción de corteza</i>					
Fragmentación	1		5.3	0.02	
Tiempo	9	2	14.5	< 0.001	< .001
Fragmentación * Tiempo	9	2	3.5	< 0.001	0.03
<i>d- Producción de hojas</i>					
Fragmentación	1		1.6	0.10	
Tiempo	9	2.9	159.7	< 0.001	< .001
Fragmentación * Tiempo	9	2.9	22.5	< 0.001	< .001
<i>e- Producción de flores y frutos</i>					
Fragmentación	1		0.3	0.87	
Tiempo	9	1.10	3.2	< 0.001	0.07
Fragmentación * Tiempo	9	1.10	2.3	0.02	0.13
<i>f- Producción de ramas</i>					
Fragmentación	1		1.4	0.23	
Tiempo	9	2.5	65.1	< 0.001	< .001
Fragmentación * Tiempo	9	2.5	0.7	0.68	0.51
<i>g- Producción de líquen</i>					
Fragmentación	1		10.6	<0.01	
Tiempo	9	3.50	8.4	< 0.001	< .001
Fragmentación * Tiempo	9	3.50	3.5	< 0.001	0.02
<i>h- Porcentaje de descomposición de hojarasca</i>					
Fragmentación	1		12.5	< 0.001	
Tiempo	5	3.2	34.4	< 0.001	< .001
Fragmentación * Tiempo	5	3.2	2.1	0.07	0.10
<i>i- Biomasa de hojarasca</i>					
Fragmentación	1		4.6	0.04	
Tiempo	1		5.5	0.03	
Fragmentación * Tiempo	1		0.5	0.82	

La producción de hojarasca difiere significativamente través del tiempo (Tabla 1a, Fig. 5). La producción cambia de manera distinta según el lugar a través del tiempo (Tabla 1a). La producción de hojarasca en el bosque continuo se correlaciona con la producción en los fragmentos ($r^2 = 0,86$, $P < 0,001$, $N = 13$, Fig. 6).

El componente más importante de la hojarasca son las hojas, las cuáles corresponden aproximadamente al 75% de la biomasa de la hojarasca anual. Las ramas

corresponden al 15%, flores y frutos al 7,5%, corteza y líquenes corresponden al 1% cada uno y las semillas corresponden aproximadamente a 0,5% del peso total de la hojarasca anual.

Producción de semillas

La producción de semillas fue mayor en el bosque continuo que en los fragmentos, con un promedio mensual de $1,25 \pm 0,6$ g/0,25m² en el bosque continuo y de $0,17 \pm 0,01$ g/0,25m² en los fragmentos (Fig. 7).

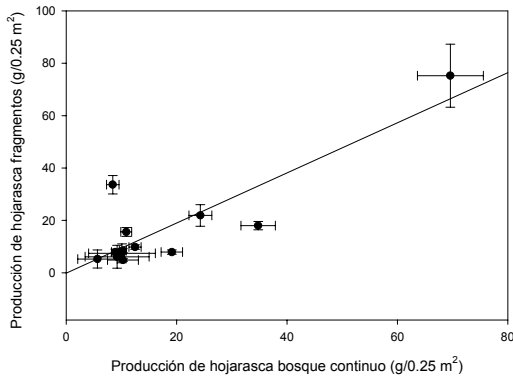


Figura 6. Correlación de la producción de hojarasca en el bosque continuo y los fragmentos. Los valores indican los promedios mensuales.

La producción de semillas difiere significativamente entre el bosque continuo y los fragmentos (Tabla 1b). La producción máxima de semillas ocurre en Marzo de 2002, mientras que la mínima producción se registra en Agosto y Noviembre de 2001 y Julio de 2002. La máxima producción de semillas detectada fue aproximadamente 550 veces mayor que la mínima. Las mayores producciones se detectaron entre Enero y Marzo (Fig. 7). La producción de semillas varió significativamente a través del tiempo (Tabla 1b, Fig. 7). La producción cambia de manera distinta según el lugar a través del tiempo (Tabla 1b). La producción de semillas en el bosque continuo se correlaciona con la producción en los fragmentos ($r^2 = 0,69$, $P < 0,01$, $N = 10$).

La composición de especies presentes como semillas en la hojarasca en el bosque continuo y los fragmentos fue similar (índice de similitud: 0,85; Tabla 2). En promedio se detectaron mensualmente 5 ± 1 especies en el bosque continuo y $4,5 \pm 1$ especies en los fragmentos, el número de especies presentes como semillas en los fragmentos fue similar al bosque continuo ($F = 0,19$, g.l. = 1, $P = 0,66$). En los fragmentos se encuentran presentes semillas de plantas exóticas como *T. monpessulana* y *P. radiata*, las que están ausentes en el bosque continuo, y no se

encontró la presencia de *A. punctatum*, *C. alba* y *P. lingue*.

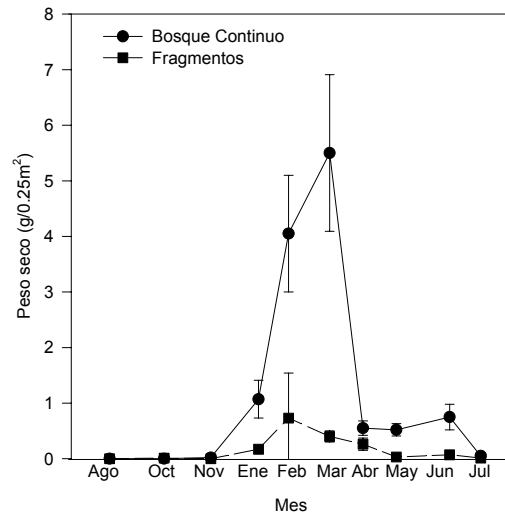


Figura 7. Producción de semillas en el bosque continuo y los fragmentos. Los valores indican promedio y error estándar.

Producción de corteza

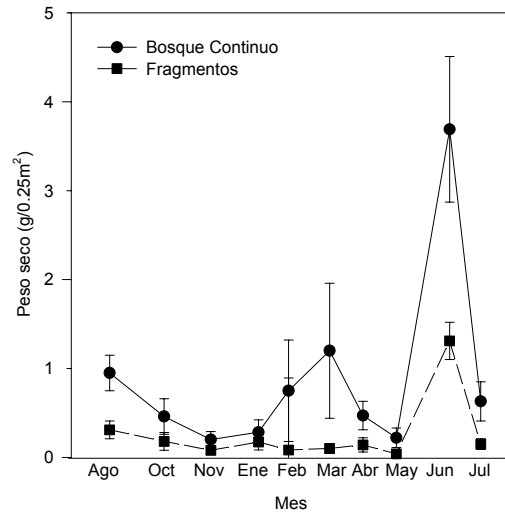


Figura 8. Producción de corteza en el bosque continuo y los fragmentos. Los valores indican promedio y error estándar.

Tabla 2. Especies presentes como semillas en la hojarasca.

B = Bosque Continuo F = Fragmentos

Especies	H	ago	oct	nov	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul
<i>Aextoxicom punctatum</i>	a	B					B				B
<i>Aristotelia chilensis</i>	a					BF	BF			F	
<i>Cryptocarya alba</i>	a				B			B	B		
<i>Herreria stellata</i>	e							BF	BF	BF	
<i>Gevuina avellana</i>	a						BF	BF		B	
<i>Kageneckia oblonga</i>	a								BF	BF	
<i>Lapageria rosea</i>	e					F		B	B	B	
<i>Laurelia sempervirens</i>	a					B	B	BF	BF	B	
<i>Nothofagus glauca</i>	a				BF	BF	BF	BF	B	BF	B
<i>Nothofagus obliqua</i>	a	BF			F	BF	BF	BF	BF	BF	BF
<i>Persea lingue</i>	a		B					B			
<i>Pinus radiata</i>	a	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F
<i>Proustia pyrifolia</i>	b							BF	BF	BF	
<i>Quillaja saponaria</i>	a	B	B	B	B	B		B	BF	B	B
<i>Teline monpessulanna</i>	b							F	F	F	F
Total Bosque Continuo		3	2	1	3	5	6	9	9	9	4
Total Fragmentos		2	1	1	3	5	5	9	8	8	3

La producción de corteza fue mayor en el bosque continuo que en los fragmentos; tuvo un promedio mensual de $0,9 \pm 0,3 \text{ g}/0,25\text{m}^2$ en el bosque continuo y de $0,26 \pm 0,1 \text{ g}/0,25\text{m}^2$ en los fragmentos (Fig. 8). La producción de corteza difiere significativamente entre el bosque continuo y los fragmentos (Tabla 1c). La producción máxima de corteza ocurre en Junio de 2002. La producción mínima ocurre en Marzo de 2002. La máxima producción de corteza detectada fue aproximadamente 40 veces mayor que la mínima. La producción de corteza varió a través del tiempo (Tabla 1c, Fig. 8). La producción de este componente difiere de manera distinta según el lugar a través del tiempo (Tabla 1c). La producción de corteza en el bosque continuo se correlaciona con la producción en los fragmentos ($r^2 = 0,9$, $P < 0,01$, $N = 10$).

Producción de hojas

La producción de hojas tuvo un promedio mensual de $13,15 \pm 4,1$ en el bosque continuo y de $17,10 \pm 5,12$ en los fragmentos (Fig. 9). No se presentaron diferencias significativas en la producción de hojas entre el bosque continuo y los fragmentos (Tabla 1d). La producción máxima de hojas ocurre en Junio de 2002, y

la producción mínima ocurre al mes siguiente. La máxima producción de hojas detectada fue aproximadamente 21 veces mayor que la mínima. Las mayores producciones se detectaron entre Mayo y Junio, en época de temporales (Fig. 9). La producción de hojas varió a través del tiempo (Tabla 1d, Fig. 9). La producción cambia de manera distinta según el lugar a través del tiempo (Tabla 1d).

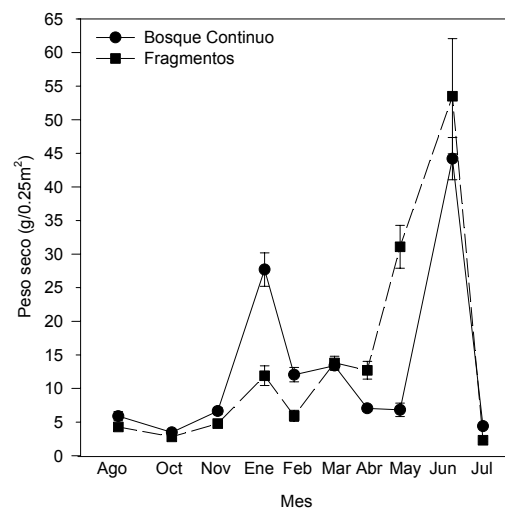


Figura 9. Producción de hojas en el bosque continuo y los fragmentos. Los valores indican promedio y error estándar.

Tabla 3. Especies presentes como hojas en la hojarasca.
B = Bosque Continuo F = Fragmentos

Especie	H	ago	oct	nov	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul
<i>Acrisione denticulata</i>	a	B	BF	BF	BF	B	B	F	BF	BF	BF
<i>Aextoxicom punctatum</i>	a	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B
<i>Aristotelia chilensis</i>	a	BF	F	F	BF	F	BF	F	BF	F	F
<i>Citronella mucronata</i>	a					F					
<i>Chusquea quila</i>	b	BF	BF	F	BF	F	F	BF	F	BF	F
<i>Cryptocarya alba</i>	a	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF
<i>Gevuina avellana</i>	a	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF
<i>Gomortega queule</i>	a	F	F	BF	BF	BF	BF		BF	BF	
<i>Herreria stellata</i>	e	BF	BF	B	BF		F	BF	BF	BF	BF
<i>Jovellana punctata</i>	h		F	F	F		F	F	F	F	
<i>Kageneckia oblonga</i>	a	B	BF	B	B	B	B	B	B	BF	BF
<i>Lapageria rosea</i>	e	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF
<i>Lardizabala biternata</i>	e	B	B	BF	BF	BF	BF	BF	B	B	B
<i>Laurelia sempervirens</i>	a	B	BF	BF	B	BF	BF	BF	BF	BF	BF
<i>Lithraea caustica</i>	a	BF	BF	BF	BF	BF	BF	F		F	F
<i>Lomatia dentata</i>	a	BF	BF	B	B	BF	BF	BF	B	BF	BF
<i>Luma apiculata</i>	a	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF
<i>Myrceugenia exsucca</i>	a	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF		BF	F
<i>Nothofagus glauca</i>	a	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF
<i>Nothofagus obliqua</i>	a	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF
<i>Persea lingue</i>	a	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF
<i>Peumus boldus</i>	a	BF	BF	B	BF	BF	BF	F		BF	BF
<i>Pinus radiata</i>	a	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F
<i>Quillaja saponaria</i>	a	BF	BF	BF	BF	F	F	F	F	F	F
<i>Raphintamnus spinosus</i>	b	BF	BF	BF	BF	F	BF		B	F	F
<i>Teline monpessulana</i>	b	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F
<i>Ugni molinae</i>	b	BF	B	BF	B	BF	BF	F	BF	F	BF
Total Bosque Continuo		22	21	21	23	18	20	15	17	18	16
Total Fragmentos		19	21	21	21	21	22	22	18	24	21

Tabla 4. Especies presentes como flores y frutos en la hojarasca.
B = Bosque Continuo F = Fragmentos

Especies	H	ago	oct	nov	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul
<i>Aextoxicom punctatum</i>	a	B					B				B
<i>Aristotelia chilensis</i>	a					BF	BF				F
<i>Cryptocarya alba</i>	a				B			B	B		
<i>Herreria stellata</i>	e							BF	BF	BF	
<i>Gevuina avellana</i>	a						BF	BF		B	
<i>Kageneckia oblonga</i>	a								BF	BF	
<i>Lapageria rosea</i>	e					F		B	B	B	
<i>Laurelia sempervirens</i>	a					B	B	BF	BF	B	
<i>Nothofagus glauca</i>	a				BF	BF	BF	BF	B	BF	B
<i>Nothofagus obliqua</i>	a	BF			F	BF	BF	BF	BF	BF	BF
<i>Persea lingue</i>	a		B					B			
<i>Pinus radiata</i>	a	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F
<i>Proustia pyrifolia</i>	b							BF	BF	BF	
<i>Quillaja saponaria</i>	a	B	B	B	B	B		B	BF	B	B
<i>Teline monpessulana</i>	b							F	F	F	F
Total Bosque Continuo		3	2	1	3	5	6	9	9	9	4
Total Fragmentos		2	1	1	3	5	5	9	8	8	3

La producción de hojas en el bosque continuo se correlaciona con la producción en los fragmentos ($r^2 = 0,58$, $P < 0,01$, $N = 10$).

La composición de especies presentes como hojas en la hojarasca en el bosque continuo y los fragmentos fue similar (índice de similitud: 0,91; Tabla 3). En promedio se detectaron mensualmente $21 \pm 0,9$ especies en los fragmentos y $19 \pm 0,7$ en el bosque continuo, el número de especies en los fragmentos es similar al bosque continuo ($F = 3,65$, g. l. = 1, $P = 0,07$). En los fragmentos no se detectó la presencia de *A. punctatum*, en cambio, aparecen especies exóticas como *T. monpessulana* y *P. radiata*.

Producción de flores y frutos

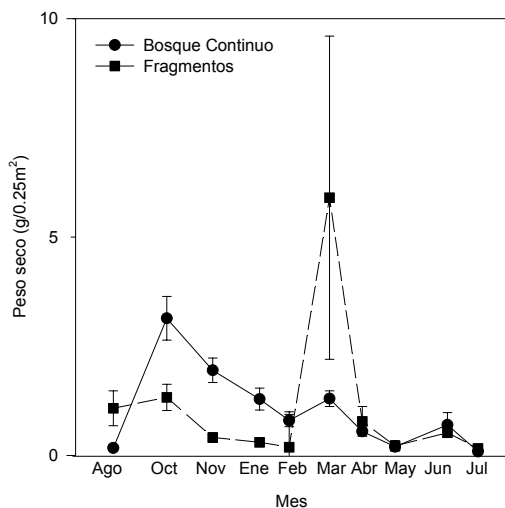


Figura 10. Producción de flores y frutos en el bosque continuo y los fragmentos. Los valores indican promedio y error estándar.

La producción de flores y frutos tuvo un promedio mensual de $1,01 \pm 0,3$ g/0,25m² en el bosque continuo y de $1,10 \pm 0,55$ g/0,25m² en los fragmentos (Fig. 10). La producción de flores y frutos no difiere significativamente entre el bosque continuo y los fragmentos (Tabla 1e). La producción máxima de flores y frutos ocurre en Marzo de 2002, en este mes las especies presentes

como flores y frutos fueron *A. punctatum*, *A. chilensis*, *L. sempervirens*, *N. glauca*, *N. obliqua* y *P. radiata*. La producción mínima se detectó en Julio de 2002. La producción de flores y frutos varió a través del tiempo (Tabla 1e, Fig. 10). La máxima producción de flores y frutos detectada fue aproximadamente 60 veces mayor que la mínima. La producción cambia de la misma manera según el lugar a través del tiempo (Tabla 1e). La producción de flores y frutos en el bosque continuo no se correlaciona con la producción en los fragmentos ($r^2 = 0,04$, $P = 0,55$, $N = 10$).

La composición de especies presentes como flores y frutos en la hojarasca en el bosque continuo y los fragmentos fue similar (índice de similitud: 0,85; Tabla 4). En promedio se detectaron mensualmente $5,6 \pm 1$ especies en el bosque continuo y $5,2 \pm 1$ en los fragmentos, el número de especies presentes en los fragmentos no difiere significativamente del bosque continuo ($F = 0,198$, g. l. = 1, $P = 0,66$). En los fragmentos no se detectó la presencia de flores y frutos de *A. punctatum* y *L. dentata*, y, tal como en el caso de los otros componentes analizados, se detectó la presencia *T. monpessulana* y *P. radiata*.

Producción de ramas

La producción de ramas tuvo un promedio mensual de $3,3 \pm 1,5$ g/0,25m² en el bosque continuo y de $3,9 \pm 1,7$ g/0,25m² en los fragmentos (Fig. 11). La producción de ramas no difiere significativamente entre el bosque continuo y los fragmentos (Tabla 1f). La producción máxima de ramas ocurre en Junio de 2002 y la producción mínima ocurre en Mayo de 2002. La máxima producción de ramas detectada fue aproximadamente 9 veces mayor que la mínima. La producción de ramas varió a través del tiempo (Tabla 1f, Fig. 11). La producción cambia de la misma manera en el bosque continuo y los fragmentos a través del tiempo (Tabla 1f). La producción de ramas en el bosque continuo se correlaciona

con la producción en los fragmentos ($r^2 = 0,96$, $P < 0,01$, $N = 10$).

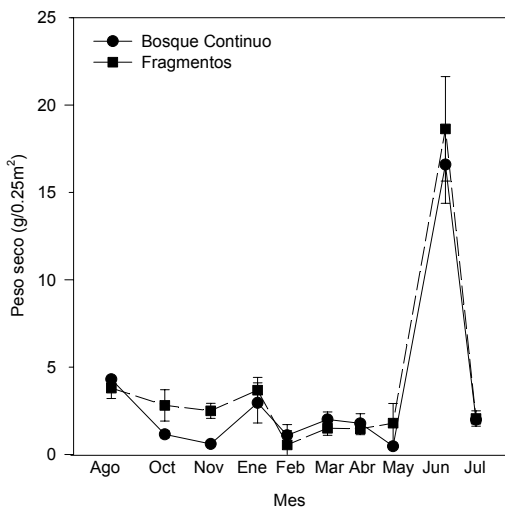


Figura 12. Producción de ramas en el bosque continuo y los fragmentos. Los valores indican promedio y error estándar.

Producción de líquenes

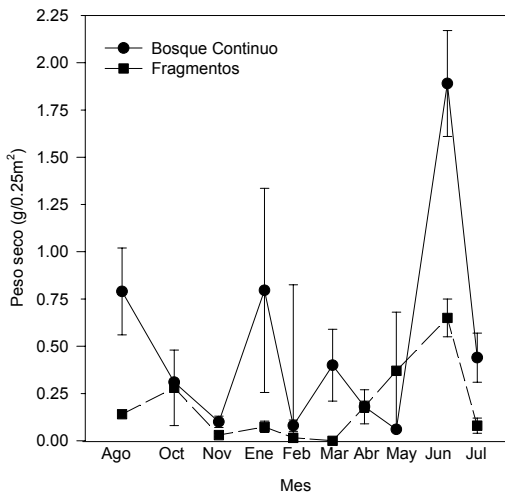


Figura 13. Producción de líquenes en el bosque continuo y los fragmentos. Los valores indican promedio y error estándar.

La producción de líquenes fue mayor en el bosque continuo que en los fragmentos; tuvo un promedio mensual de $0,50 \pm 0,2$ g/0,25m² en el bosque continuo y de $0,17 \pm 0,2$ g/0,25m² en los fragmentos (Fig. 13). La producción de líquenes difiere significativamente entre el bosque continuo

y los fragmentos (Tabla 1g). La producción máxima de líquenes ocurre en Junio de 2002, la producción mínima se produjo en Marzo de 2002. La máxima producción de líquenes detectada fue aproximadamente 20 veces mayor que la mínima. La producción de líquenes varió a través del tiempo (Tabla 1g, Fig. 13). La producción difiere de manera distinta según el lugar a través del tiempo (Tabla 1g). La producción de líquenes en el bosque continuo se correlaciona con la producción en los fragmentos ($r^2 = 0,42$, $P < 0,01$, $N = 10$).

Descomposición de hojarasca

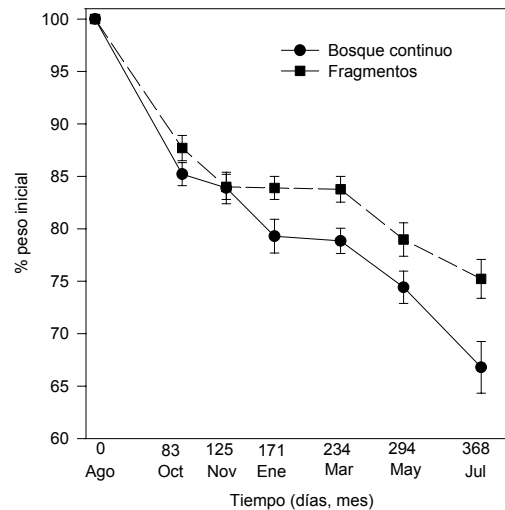


Figura 14. Descomposición de hojas en el bosque continuo y los fragmentos (Agosto 2001-Julio 2002). Los valores indican promedio y error estándar.

Al cabo de un año la descomposición de hojas de *N. glauca* fue significativamente mayor en el bosque continuo (33%) en comparación con los fragmentos (23%) (Fig. 14, Tabla 1h). La tasa de descomposición anual (K) de la hojarasca es 1,4 veces mayor en el bosque continuo ($K = 0,41 \pm 0,02$) que en los fragmentos ($K = 0,30 \pm 0,01$). El tiempo que demoraría en descomponerse el 99% de la hojarasca, $t(99)$, es de 11 años en el bosque continuo y 15 años en los fragmentos.

Biomasa de hojarasca

La biomasa de hojarasca acumulada es mayor en los fragmentos ($147 \pm 8,49$ g/0,06 m²) en comparación con el bosque continuo ($124 \pm 4,64$ g/0,06 m²) (Fig. 15, Tabla 1i). En Octubre se detecta una biomasa acumulada significativamente mayor que en Enero en los sitios estudiados (Fig. 15, Tabla 1i).

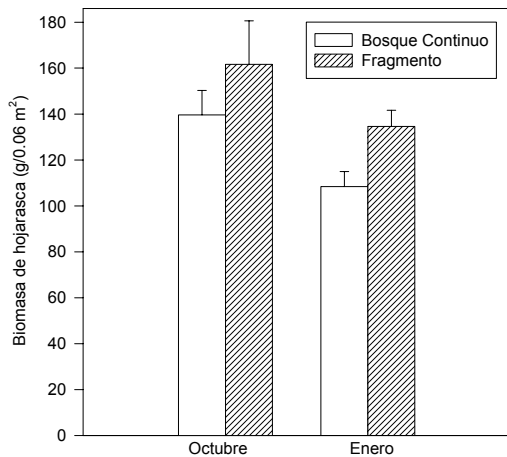


Figura 15. Biomasa de hojarasca acumulada en el bosque continuo y los fragmentos. Los valores indican promedio y error estándar.

Discusión

La fragmentación del bosque Maulino afecta la dinámica de la hojarasca; aunque la producción de hojarasca total no se ve alterada, sí se modifica la importancia relativa de los componentes, ya que semillas, corteza y líquenes son más abundantes en el bosque continuo en comparación con los fragmentos. También se afecta la tasa de descomposición. Una menor humedad del suelo en los fragmentos en comparación con el bosque continuo (Henríquez, 2002) podría influir en que en este lugar exista una menor tasa de descomposición de hojarasca. La

mayor producción de líquen en el bosque continuo es un indicador de la mayor humedad presente en este sitio. Aunque se detectó una mayor riqueza de especies de coleópteros saprófagos en los fragmentos en comparación con el bosque continuo (Grez, en prensa, Moreno, 2002), cambios microclimáticos en asociación con alteraciones en los organismos descomponedores podrían ser los causantes de esta disminución en la descomposición de hojarasca en los fragmentos.

Al comparar la producción de hojarasca anual en el bosque continuo y los fragmentos (8,39 t/ha - 8,13 t/ha) con la de otros bosques de *Nothofagus* chilenos (Anexo 1), la producción de hojarasca en el bosque Maulino estudiado está en el rango observado en otros estudios realizados en bosque de los tipos forestales Roble-Hualo (*N. obliqua* - *N. glauca*), Lenga (*N. pumilio*) y Coigue-Raúl-Tepa (*N. dombeyi* - *N. nervosa* - *L. philipiana*) (1,0 t/ha - 10 t/ha). El porcentaje de descomposición anual en el bosque continuo (33%), por su parte, se encuentra dentro del rango observado en otros estudios realizados con especies de *Nothofagus* chilenos (Anexo 2), en los tipos forestales Roble-Hualo, Lenga, Roble-Raúl-Coigue y Siempreverde. El porcentaje de descomposición anual detectado en los fragmentos (23%) fue bajo en comparación con otros estudios en los tipos forestales antes mencionados (26%-91%), y fue similar al porcentaje de descomposición anual de hojas de *Nothofagus pumilio* en un bosque de Lenga sometido a raleo. (Hernández 2000, Anexo 2).

La baja tasa de descomposición en los fragmentos provocaría un aumento en la retención de los nutrientes en la hojarasca y una disminución en la cantidad de nutrientes disponibles para los productores primarios. Estos cambios pueden afectar procesos asociados a la hojarasca. Se ha detectado que una mayor presencia de hojarasca provoca una menor germinación y presencia de plántulas, y también una menor riqueza de especies y densidad de plantas (Carson &

Peterson, 1990; Jenzen & Meyer, 2001). También se ha detectado que la hojarasca afecta la sobrevivencia de semillas, ya que las que están bajo la hojarasca presentan una menor depredación (Cintra, 1997). Por lo tanto, el cambio en la dinámica de la hojarasca en el bosque Maulino debido a la fragmentación puede traer consecuencias que afecten su regeneración.

La conservación del bosque Maulino requiere una aproximación a escala de paisaje, donde se integren tanto las escasas áreas silvestres protegidas de la región, como los pequeños fragmentos de bosque nativo remanentes en una matriz de tierras productivas dedicadas a plantaciones de *P. radiata* (Simonetti *et al.*, en prensa). A esta escala se debe incorporar la variación espacial en la tasa de producción y descomposición de hojarasca para lograr una efectiva regeneración y conservación del bosque Maulino.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a todas las personas que ayudaron en la realización de esta investigación. A mi tutor, Javier Simonetti, por su ayuda, consejos y buenas ideas. A Javier Velasco, por su ayuda y apoyo. A mis compañeros Marcela Bustamante, Pablo Becerra, Juan Luis Celis, Pablo Guerrero, Rocío Jaña, Carlos Valdivia y Ronny Zúñiga por su ayuda en terreno y en el laboratorio. A Fernando Campos, guardaparque de la Reserva Nacional Los Queules, por su ayuda en terreno. CONAF VII Región por autorizar los trabajos en la Reserva Nacional Los Queules y a Forestal Millalemu S. A. por permitir trabajar en sus terrenos en Tregualemu. Financiado por FONDECYT 1981050 y 1010852.

REFERENCIAS

Acosta, G. (2003). Efecto de la fragmentación del bosque nativo en la conservación de *Oncifelis guigna* y *Pseudalopex culpaeus* en Chile central. *Biodiversity and Conservation* (en prensa)

Babbar, L. y Ewel J. (1989). Descomposición del follaje en diversos ecosistemas sucesionales tropicales. *Biotropica* 21, 20-29.

Benoit, I. (ed.). (1989). *Libro rojo de la flora terrestre de Chile*. Santiago: Corporación Nacional Forestal.

Bray, T. y Gorham, E. (1964). Litter production in forest of the world. En *Advances in Ecological Research* (Cragg, J. B., ed.), pp. 101-152. New York: Academic press.

Bustamante, R. O. y Castor, C. (1998). The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruiñ (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 7, 1607-1626.

Bustamante, R.O., Simonetti, J. A. Grez, A. A. y San Martín, J. (en prensa). La fragmentación del bosque Maulino y su dinámica regeneracional: diagnóstico actual y perspectivas futuras. En *Biodiversidad y ecología de los bosques de la cordillera de la costa* (Smith-Ramírez, C. Armesto, J. y Valdovinos, C., eds.), Santiago.

Burschel, P., Gallegos, C., Martínez, O. y Moll, W. (1976). Composición y dinámica regenerativa de un bosque virgen mixto de Raulí y Coigue. *Bosque* 1, 55-74.

Búrquez, A., Martínez-Yrizar, A. y Núñez, S. (1999). Sonoran desert productivity and the effect of trap size on litterfall estimates in dryland vegetation. *Journal of Arid Environments* 43, 459-465.

Caldentey, J., Ibarra, M. y Hernández, J. (2001). Litter fluxes and decomposition in *Nothofagus pumilio* stands in the region of Magallanes, Chile. *Forest Ecology and Management* 148, 145-157.

Carson, W. P. y Peterson, C. J. (1990). The role of litter in an old-field community: impact of litter quantity in different seasons on plant species richness and abundance. *Oecologia* 85: 8-13.

Cintra, R. (1997). Leaf litter effects on seed and seedling predation of the palm *Astrocaryum murumuru* and the legume tree *Dipteryx micrantha* in Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 13, 709-725.

Cisternas, R. E. y Yates, L. R. (1982). Nitrogen in litterfall and precipitation and its release during litter decomposition in the Chilean piedmont matorral. En *Nitrogen cycling in ecosystems in Latin America and the Caribbean* (Robertson, G. P; Herrera, R; Rosswall, T, eds.), pp. 359-365. The Hague: Nijhoff/Junk.

CONAMA-CONAF. (1997). *Catastro del bosque nativo*. www2.sinia.cl/catastro/marcodoc.htm

Covarrubias, R. (1994). Notes on the dynamics and decomposition of leaves in a *Nothofagus pumilio* forest. *Environmental Monitoring and Assessment* 29, 253-266.

Diamond, J. (1986). Overview: laboratory experiments, field experiments and natural experiments. En *Community ecology*. (Diamond, J. y Case, T. J., eds.), pp. 3-22. New York: Harper & Rowe.

Didham, R. (1997). The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in central Amazonia. En *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. (Laurence, W. F. y Bierregaard, R. O., eds.), pp. 55-70. Chicago: University of Chicago Press.

- Didham, R. (1998). Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia* 116, 397-406.
- Dinerstein, E., Olson, D. M., Graham, D. J., Webster, A. L., Primm, S. A., Bookbinder, M. P. y Lebec, G. (1995). *Una evaluación del estado de conservación de las eco-regiones terrestres de América Latina y el Caribe*. Washington, D. C.: WWF-WB.
- Donoso, C. (1993a). *Bosques templados de Chile y Argentina: variación, estructura y dinámica*. Santiago: Editorial Universitaria.
- Donoso, C. (1993b). Producción de semillas y hojarasca de las especies del tipo forestal alerce (*Fitzroya cupressoides*) de la Cordillera de la Costa de Valdivia, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 66, 53-64.
- Donoso, C., Hernández, M. y Navarro, C. (1993). Valores de producción de semillas y hojarasca de diferentes especies del tipo forestal siempreverde de la Cordillera de la Costa de Valdivia obtenidos durante un período de 10 años. *Bosque* 14, 65-84.
- Donoso, C. y Lara, A. (1996). Utilización de los bosques nativos en Chile: pasado, presente y futuro. En *Ecología de los bosques nativos de Chile*. (Armesto, J., Villagrán, C. y Arroyo, M. K., eds.), pp. 363-387. Santiago: Editorial Universitaria
- Donoso, C, Maureira C, Zuñiga A y Castro H. (1999). Producción de semillas y hojarasca en renovales de canelo (*Drimys winteri* Forst.) en la Cordillera de la Costa de Valdivia, Chile. *Bosque* 20: 65-78.
- Enrigh, N. J. (1999). Litterfall dynamics in a mixed conifer-angiosperm forest in northern New Zealand. *Journal of Biogeography* 29, 149-157.
- Gallardo, A. y Merino, J. (1993). Leaf decomposition in two mediterranean ecosystems in southwest Spain: influence of substrate quality. *Ecology* 74, 152-161.
- Gómez, H. (1976). Estimación de algunos componentes de la biomasa vegetal en *Nothofagus glauca* (Phil) Krasser. Memoria de Título, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago.
- González, M. y Donoso, C. (1999). Producción de semillas y hojarasca en *Chusquea quila* (Poaceae: Bambusoideae), posterior a su floración sincrónica en la zona centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 72, 169-180.
- Grez A. A., Bustamante, R. O., Simonetti, J. A., y Fahrig, L. (1998). Landscape ecology, deforestation, and forest fragmentation: the case of the rui forest in Chile. En *Landscape ecology as a tool for sustainable development in Latin America* (Salinas-Chávez E. y Middleton, J., eds.), www.brocku.ca/epi/lebk/grez.html.
- Grez, A. A. (en prensa). El valor de los fragmentos pequeños de bosque Maulino en la conservación de la fauna de coleópteros epígeos.
- Groom, M. y Schumaker, N. (1993). Evaluating landscape change: patterns of worldwide deforestation and local fragmentation. En *Biotic interactions and global change*. (Kareiva, P., Kingsolver, J. G. y Huey, R., eds.), pp. 24-44. Sunderland: Sinauer.
- Guerrero, P. (2002). Efectos de la fragmentación del bosque Maulino costero sobre la germinación y establecimiento de *Cryptocarya alba* (Lauraceae). Seminario de Título, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago.
- Henríquez, C. (2002). El dilema de *Lapageria rosea* en bosques fragmentados: ¿Calidad o cantidad de la progenie? Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago.
- Hernández, J. R. (2000). Modificaciones en el aporte y la descomposición de hojarasca por la intervención silvícola en bosques naturales de lenga (*Nothofagus pumilio*). Memoria de Título, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago.
- Huber, A. y Oyarzún, C. (1983). Producción de hojarasca y sus relaciones con factores meteorológicos en un bosque de *Pinus radiata* (D. Don). *Bosque* 5, 1-11.
- Jenzen, K. y Meyer, C. (2001). Effects of light competition and litter on the performance of *Viola palustris* and on species composition and diversity of an abandoned fen meadow. *Plant Ecology* 155, 169-181.
- Jordan, C. F. (1982). The nutrient balance of an Amazonian rain forest. *Ecology* 63, 647-654.
- Kapos, V. (1989). Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5, 173-185.
- Krebs, C. J. (1989). *Ecological methodology*. New York: Harper & Row.
- Lara, A., Donoso, C. y Aravena, J. C. (1996). La conservación del bosque nativo de Chile: problemas y desafíos. En *Ecología de los bosques nativos de Chile*. (Armesto, J., Villagrán, C. y M. K. Arroyo, eds.), pp. 335-362. Santiago: Editorial Universitaria.
- Lienlaf, E. J. (1996). Estimación de la producción de hojarasca y de su pérdida mediante la extracción de "tierra de hojas" en formaciones esclerófilas de la Reserva Nacional Río Clarillo. Memoria de Título, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago.
- Liu, W., Fox, J. E. D. y Xu, Z. (2000). Leaf litter decomposition of canopy trees, bamboo and moss in a montane moist evergreen broad-leaved forest on Ailao Mountain, Yunnan, south-west China. *Ecological Research* 15, 435-447.
- Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O., Rylands, A. B., Malcom, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., Brown, K. S., Powell, A. H., Powell, G. V., Schubart, H. O. R. y Hays, M. B. (1986). Edge and other effects of isolation on amazon forest fragments. En *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. (Soulé, M. E., ed.), pp. 257-285. Massachussets: Sinauer.
- Lusk, C. H., Donoso, C., Jiménez, M., Moya, C., Oyarce, G., Reinoso, R., Saldaña, A., Villegas, P. y Matus, F. (2001). Descomposición de hojarasca

- de *Pinus radiata* y tres especies arbóreas nativas. *Revista Chilena de Historia Natural* 74, 705-710.
- Martínez-Yrizar, A., Núñez, S., Miranda, H. y Búrquez, A. (1999). Temporal and spatial variation of litter production in Sonoran desert communities. *Plant Ecology* 145, 37-48.
- Matlack, G. (1993). Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation* 66, 185-194.
- Melillo, J. y Aber, J. (1982). Nitrogen and ligning control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63, 621-626.
- Mooney H, Kummerow J, Johnson A, Parsons D, Keeley S, Hoffman A, Hays R, Giliberto J & Chu C. (1977). The producers: Their resources and adaptative responses. En *Convergent Evolution in Chile and California: Mediterranean climate ecosystems*. (Mooney H, ed.), pp. 85-143. Pennsylvania: Dowden, Hutchinson & Ross.
- Moreno, P. S. (2001). Efecto de la fragmentación del bosque Maulino sobre la composición, abundancia y distribución de tamaños corporales de coleópteros epigeos. Memoria de Título, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile, Santiago.
- Pedrasa, M. L. (1989). Producción de biomasa y circulación de nutrientes en un rodal de *Nothofagus alessandrii* Espinoza (Ruil) en la zona de Constitución. Memoria de Título, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile, Santiago.
- Pérez, C. (1996). Los procesos de descomposición de la materia orgánica en bosques templados costeros: interacción entre suelo, clima y vegetación. En *Ecología de los bosques nativos de Chile*. (Armesto, J. Villagrán, C. y M. K. Arroyo, eds.), pp. 301-315. Santiago: Editorial Universitaria.
- Pérez, C., Armesto J. J. y Ruthsatz, B. (1991). Descomposición de hojas, biomasa de raíces y características de los suelos en bosques mixtos de coníferas y especies laurifolias en el Parque Nacional Chiloé, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 64, 479-490.
- Puente, M. (1980). Estimación del mantillo acumulado en el suelo de un bosque de hualo *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser., Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. *Boletín Técnico* 59, 1-18.
- Riveros, M. y Alberdi, M. (1978). Acumulación de hojarasca en un bosque de olivillo (*Aextoxicom punctatum* R. et Pav.) del Fundo San Martín (Valdivia-Chile). *Bosque* 2, 72-82.
- Rojas, D. (1999). *Estadísticas del medio ambiente 1994-1998*. Santiago: Instituto Nacional de Estadísticas y Comisión Nacional del Medio Ambiente
- Rubinstein, A. (2001). Efeito da fragmentação florestal sobre a descomposição da litera na Amazônia Central, Manaus, AM. Tesis Maestría en Ciencias Biológicas., Universidad de Amazonas y Instituto Nacional de Pesquisas de la Amazonia, Manaus.
- Salazar, M. A. (1998). Aporte y velocidad de descomposición de la hojarasca en bosque de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser), Antillanca, 40°S. Memoria de Título, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile, Valdivia.
- San Martín, J. y Donoso, C. (1996). Estructura florística e impacto antrópico en el bosque Maulino de Chile. En *Ecología de los bosques nativos de Chile*. (Armesto, J. Villagrán, C. y M. K. Arroyo, eds.), pp. 153-168. Santiago: Editorial Universitaria.
- Santa Regina, I., Rapp, M., Martín, A. y Gallardo, J. F. (1997). Nutrient release dynamics in decomposing leaf litter in two Mediterranean deciduous oak species. *Annals of Forest Science* 54, 747-760.
- Simonetti, J. A., Grez, A. A. y Bustamante, R. O. (en prensa). Conservando la biodiversidad en tierras privadas: el valor de la matriz. *Ambiente y desarrollo*.
- StaSoft, Inc. (2002). *Electronic statistics textbook*. www.statsoft.com/textbook/stathome.html
- Steubing, L., Godoy, R. y Alberdi, M. (2001). *Métodos de Ecología Vegetal*. Santiago: Editorial Universitaria.
- Sundarapandian, S. M. y Swamy P. S. (1999). Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forest at Kodayar in the Western Ghats, India. *Forest Ecology and Management* 123, 231-244.
- Turton, S. M. y Freiburger, H. J. (1997). Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland, Northeastern Australia. En *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. (Laurence, W. F. y Bierregaard, R. O., eds.), pp. 45- 54. Chicago: University of Chicago Press.
- Vablen, T. T., Schlegel, F. y Escobar, B. (1979). Biomasa y producción primaria de *Chusquea culeou* Desv. y *Chusquea tenuiflora* Phil. en el sur de Chile. *Bosque* 3, 47-56.
- Vergara, P. (2001). Fragmentación de bosques y uso del hábitat por rinocriptidos. Tesis Magíster, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago.
- Vitousek, P. (1984). Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology* 65, 285-298.
- Witkamp, M. (1966). Decomposition of leaf litter in relation to environment, microflora and microbial respiration. *Ecology* 47, 194-201.
- Whitmore, T. C. (1997). Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. En *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. (Laurence, W. F. y Bierregaard, R. O., eds.), pp. 3-12. Chicago: University of Chicago Press.

Anexos

Anexo 1. Estudios de producción de hojarasca realizados en Chile. TC = trampas colectoras. CS = Cuadrantes en el suelo.

Autor	Año	Tipo de bosque	tipo forestal (Donoso, 1993)	Método	Duración del estudio	muestras/área	Producción anual	Reconoce componentes	Poli/monoespecífico
Becker	1981	Coigue-Tepa-Mañío	Coigue-Raulí-Tepa	TC de 0,1 m2	2 años	24/24 ha	5,75 t/ha	si	poli
		Raulí	Coigue-Raulí-Tepa	TC de 0,1 m2	2 años	12/500 m2	5,9 t/ha	si	poli
		Roble-Coigue	Roble-Raulí-Coigue	TC de 0,1 m2	2 años	24/24 ha	7,35 t/ha	si	poli
		Matorral <i>Chusquea culeou</i>	Coigue-Raulí-Tepa	TC de 0,1 m2	2 años	12/?	3,43 t/ha	si	poli
Burschel <i>et al.</i>	1976	Coigue-Raulí-Mañío-Tepa	Coigue-Raulí-Tepa	TC de 0,125 m2	4 años	100/4,046 ha	5,4 t/ha	semillas	poli
Caldentey <i>et al.</i>	2001	Lenga (rodal natural-corta de protección)	Lenga	TC de 1 m2	1 año	24/2 ha	2,0 t/ha-1,0 t/ha	si	mono
Cisternas & Yates	1982	Litre-Quillay	Esclerófilo	TC de 0,5m2	15 meses	16/1 ha	1,04t/ha-0,74 t/ha	no	mono
Covarrubias	1994	Lenga	Lenga	TC de 0,25 m2	2 años	10/?	3,02 t/ha	no	mono
Donoso	1993	Alerce mixto	Alerce	TC de 0,1 m2	7 años	96/2 ha	3,27 t/ha	semillas	poli
Donoso <i>et al.</i>	1993	Tepa-Ulmo (sin intervención/con intervención)	Siempreverde	TC de 0,1 m2	10 años	200/11ha	3,61/2,43 t/ha	semillas	poli
Donoso <i>et al.</i>	1999	Canelo	Siempreverde	TC de 0,1 m2	8 años	6/600 m2	3,95 t/ha	semillas	poli
Gomez	1976	Hualo	Roble-Hualo	TC de 0,125 m2	1 año	17/?	3,3 t/ha	si	poli
Gonzales & Donoso	1999	Matorral de <i>Chusquea quila</i>	Siempreverde	TC de 0,125 m2	8 meses	23/?	13,7 t/ha	semillas	mono
Hernandez	2000	Lenga (rodal natural-raleo por lo bajo-corta de protección)	Lenga	TC de 1 m2	2 años	52/?	2,5 - 2,1-1,0 t/ha	si	poli
Huber & Oyarzún	1983	Plantación de Pino	-	TC de 0,25 m2	28 meses	18/16 ha	391 g/m2	si	poli
Lienlaf	1996	Quillay-Litre; Peumo-Litre	Esclerófilo	TC de 0,25 m2	1 año	27/1,4 ha	1,06 t/ha;1,14 t/ha	si	poli
Mooney <i>et al.</i>	1977	Quillay-Peumo-Litre-Boyén	Esclerófilo	?	2 años	?	163 g/m2	si	poli
Pedrasa	1989	Ruil-Hualo-Roble-Olivillo	Roble-Hualo	TC de 0,25 m2	1 año	9/16,4 ha	3,13 t/ha	si	poli

Autor	Año	Tipo de bosque	tipo forestal (Donoso, 1993)	Método	Duración del estudio	muestras/área	Producción anual	Reconoce componentes	Poli/monoespecífico
Perez <i>et al.</i>	1991	Nothofagus-Podocarpus	Siempreverde	CS de 0,06 m2	1 mes	6/?	14,7 t/ha (no es anual*)	no	poli
		Fitzroya-Pilgerodendron	Siempreverde	CS de 0,06 m2	1 mes	6/?	13,9 t/ha*	no	poli
Puente	1980	Hualo	Roble-Hualo	CS de 0,1 m2	2 meses	15/4 ha	11,9 t/ha*	si	poli
Riveros & Alberdi	1978	Olivillo	Siempreverde	CS (despejado previamente) de 1 m2	2 años	9/1 ha	10,6 t/ha	si	poli
Salazar	1998	Lenga-Ñirre	Lenga	TC de 0,25 m2	1 año	48/500 m2	1,73 t/ha	si	poli
Vablen <i>et al.</i>	1979	Matorral de <i>Chusquea culeou</i>	Coigue-Raulí-Tepa	TC de 0,1 m2	1 año	12/2 ha	4,27 t/ha	si	mono

Anexo 2. Estudios de descomposición de hojarasca realizados en Chile. BM = bolsas de malla

autor	año	tipo de bosque	tipo forestal (Donoso, 1993)	método	peso inicial (g)	especies utilizadas	poli/monoespecífico	muestra/s/área	duración del estudio	tasa de descomposición (K)	% descomposición anual	t(99)
Becker	1981	Roble-Coigue	Roble-Raulí-Coigue	BM de 20x20 cm	8	Mixto / Laurel/ Roble /Coigue	poli y mono	60/2,4 ha	1 año	—	54,5/ 89,2/ 91,1/ 89,8	2
Caldentey <i>et al.</i>	2001	Lenga (rodal natural-corta de protección)	Lenga	bolsas de 20X30 cm malla de 2 mm de tamiz	—	hojarasca del bosque	mono	36/2 ha	1 año	0,44/0,76	35,8/50,3	10,5/6,2
Cisternas & Yates	1982	Litre-Quillay	Esclerófilo	BM de 2 mm de tamiz	10	Litre/Quillay	mono	70/1 ha	15 meses	—	—	—
Covarrubias	1994	Lenga	Lenga	cajas de malla de 11 cm2, red de 2 mm de tamiz	8	Lenga	mono	40/	1 año	—	87,2	—

autor	año	tipo de bosque	tipo forestal (Donoso, 1993)	método	peso inicial (g)	especies utilizadas	poli/monoespecífico	muestra s/área	duración del estudio	tasa de descomposición (K)	% descomposición anual	t(99)
Hernandez	2000	Lenga (rodal natural-raleo por lo bajo- corta de protección)	Lenga	BM de 2 mm de tamiz	?	hojarasca del bosque	mono	108/?	2 años	0,46/0,44/0,40	35,8 / 26,3 / 53	—
Lienlaf	1996	Quillay-Litre/ Peumo-Litre	Esclerófilo	BM de 2 mm de tamiz	?	hojarasca del bosque	poli	5/1,4 ha	1 año	0,046/0,049	57 / 55,4	8,31/7,79
Lusk <i>et al.</i>	2001	Roble-Peumo / Rodal Pino Radiata	Roble-Rauli-Coigue	BM de 2 mm de tamiz	2	Roble/ Peumo/ Boldo/ Pino	mono	8/?	6 meses	—	35 / 25 / 30 / 30 - 40 / 26 / 30/ 38 (6 meses)	—
Pedrasa	1989	Ruil-Hualo-Roble-Olivillo	Roble-Hualo	BM de 2 mm de tamiz	?	hojarasca del bosque	poli	12	12 meses	0,064	—	6,031
Perez	1996	Arrayán	Siempreverde	BM de 2 mm de tamiz	10	Pitra/ Tepa/ Arrayán	mono	?	12 meses	—	60 / 90	—
		Olivillo	Siempreverde	BM de 2 mm de tamiz	10	Olivillo/ Tepa/ Arrayán	mono	?	12 meses	—	50 / 60 / 90	—
Perez <i>et al.</i>	1991	Nothofagus-Podocarpus	Siempreverde	BM de 2 mm de tamiz	10	Alerce/ Coigue/ Mañío	mono	16/?	324 días	—	20 / 35 / 23	—
		Fitzroya-Piigerodendron	Siempreverde	BM de 2 mm de tamiz	10	Mañío/ Coigue/ Luma/ Canelo	mono	16/?	324 días	—	18 / 37 / 50 / 37	—
Riveros & Alberdi	1978	Olivillo	Siempreverde	rejillas plásticas	10	Copihue / Roble / Ulmo/ Arrayan / Mañío/ Olivillo	mono	6/20 ha	133 días	—	100 / 77 / 60 / 58 / 50 / 40 (133 días)	—
Salazar	1998	Lenga-Ñirre	Lenga	BM de 1 mm de tamiz	10	?	poli?	24/225	13 meses	0,08	70	1,2