

Producción de restos vegetales y descomposición de hojarasca foliar bajo distintas intensidades de corta en fajas en matorrales

DIEGO N. NABAES JODAR^{1,2,✉}; IVANA M. GARCÍA^{1,2}; MATÍAS G. GOLDENBERG^{1,2} & LUCAS A. GARIBALDI^{1,2}

¹ Universidad Nacional de Río Negro. Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural. Río Negro, Argentina. ² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural. San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.

RESUMEN. La extracción de biomasa en bosques nativos puede inducir cambios en su funcionamiento. Los escasos estudios sobre estos cambios determinan un vacío en el conocimiento. En este trabajo evaluamos la respuesta de la producción y la descomposición de restos vegetales ante intensidades crecientes de corta de biomasa en fajas en matorrales nativos. Realizamos un experimento replicado en tres sitios: ladera con exposición sur (FS), ladera con exposición norte (FN) y fondo de valle (R), con cuatro intensidades de corta en fajas (0, 30, 50 y 70% del área). Para estimar la descomposición usamos bolsitas rellenas con hojas de ñire (*Nothofagus antarctica*), y para la producción, colectores de caída de restos vegetales. Además, medimos la altura y la cobertura vegetal. En los tres sitios observamos el mismo patrón temporal de descomposición, con un marcado descenso de materia orgánica remanente en el período más frío del año. Los efectos de la corta dependieron del sitio: en FS aumentó la producción de restos vegetales, pero no tuvo efecto sobre la descomposición; en cambio, en FN y R, redujo la producción y se observó un efecto curvilíneo con mayor descomposición a intensidades intermedias de corta. La cobertura aérea se correlacionó positivamente con la producción, y esta negativamente con la descomposición. Nuestros resultados sugieren que en matorrales con mayor cobertura vegetal, la corta de biomasa podría estimular la producción de restos vegetales sin afectar los procesos de descomposición. En cambio, los matorrales menos productivos y con menor cobertura vegetal serían más sensibles a las intervenciones forestales.

[Palabras clave: matorrales nativos, manejo forestal, funciones ecosistémicas]

ABSTRACT. Litter production and leaf litter decomposition under different intensities of strip cutting in scrublands. Biomass extraction in native forests can induce changes in the functioning of these ecosystems; these changes are poorly studied, and this represents a knowledge gap. In this work, we evaluated the response of plant litter production and decomposition to increasing intensities of strip cutting in native scrublands. We set an experiment replicated in three sites: hillside with southern exposure (FS), hillside with northern exposure (FN) and valley bottom (R), with four intensities of strip cutting (0, 30, 50, and 70% of the area). To evaluate decomposition, we used bags filled with ñire leaves (*Nothofagus antarctica*), and for the production of litter, plastic mesh collectors. In addition, vegetation height and cover were measured. In the three sites, we observed the same temporal pattern of decomposition, with a marked decrease in organic matter during the coldest period of the year. The effects of cutting intensity were strongly influenced by the site: at FS, litter production increased, but there was no effect on decomposition; in contrast, at FN and R, production decreased and a curvilinear pattern was observed, with highest decomposition at intermediate harvest intensity. Aerial cover was positively correlated with production, and this, in turn, negatively correlated with decomposition. Our results suggest that in scrublands with high vegetation cover, strip cutting could promote litter production without affecting decomposition. In contrast, less productive sites with lower vegetation cover would be more sensitive to forestry interventions.

[Keywords: native scrublands, forest management, ecosystem functions]

INTRODUCCIÓN

Los bosques nativos son un recurso relevante para la sociedad ya que proveen múltiples bienes y servicios, y constituyen refugios importantes de biodiversidad (FAO 2012; Sala et al. 2000). Sin embargo, los cambios en el uso del suelo (e.g., deforestación y reforestación [Bahamonde et al. 2015]) afectan la abundancia y la diversidad de las especies animales y vegetales (Hautier et al. 2015; Newbold et al. 2016), con consecuencias negativas sobre el funcionamiento de estos ecosistemas (Arias Sepúlveda and Chillo 2017; FAO 2012). Una alternativa que permite conservar parte del bosque original es la corta sistemática con retención, que acelera el restablecimiento de características biológicas y ambientales de gran valor (Franklin et al. 1997; Gustafsson et al. 2012). Sin embargo, a pesar de su importancia para la producción y la sustentabilidad forestal, aún no está claro el impacto de cortas (e.g., la extracción de biomasa en fajas) sobre el funcionamiento de los sistemas forestales en general y sobre los procesos de producción y descomposición de restos vegetales en los matorrales nativos en particular (Bravo-Oviedo et al. 2017; Purahong et al. 2014).

La hojarasca y los demás restos vegetales aportan una parte significativa de los recursos y el hábitat de la fauna edáfica, y protegen al suelo de la erosión y de los cambios abruptos de temperatura (De Paz et al. 2013). Por otro lado, la descomposición involucra cambios físicos y químicos fundamentales para la recirculación de nutrientes (Swift et al. 1979). Mientras que la diversidad y la abundancia de los organismos del suelo representan el componente biótico de la descomposición, los factores ambientales como la humedad, la temperatura y la radiación solar son los principales determinantes abióticos, ya sea impactando de manera directa (Austin and Vivanco 2006) o regulando el metabolismo de los organismos (García-Palacios et al. 2013; Swift et al. 1979).

En la provincia de Río Negro (Argentina), los matorrales ocupan más de 16000 ha fuera del Parque Nacional Nahuel Huapi, y están compuestos por árboles de bajo porte y arbustos (CIEFAP-MAyDS 2016). En el contexto de la Ley 26331/07 (de Presupuestos Mínimos para la Protección de Bosques Nativos), una parte sustancial de estas masas boscosas entran en la categoría 'amarilla' del ordenamiento territorial, por lo que no se las

puede reemplazar por cultivos ni por otros usos del suelo, y se las debe manejar en forma sustentable. Sin embargo, estos ecosistemas están expuestos a disturbios asociados a usos tales como la extracción de leña, la introducción de ganado, las plantaciones de especies exóticas, los incendios y el avance de la urbanización (Reque et al. 2007).

La corta de biomasa en fajas, según su intensidad, puede reducir la continuidad horizontal de combustibles y aumenta la heterogeneidad ambiental (Goldenberg et al. 2018), incrementa la disponibilidad de radiación solar y eleva la temperatura del aire, así como el potencial agua del suelo (aunque también eleva la circulación del aire y la evaporación) (Aussenac 2000), lo que resulta en un aumento de la actividad biótica y en una mayor diversidad de especies del sotobosque (Goldenberg et al. 2020b; Soler et al. 2016; Weng et al. 2007). Sin embargo, una reducción importante de la cobertura vegetal disminuye la humedad de la superficie del suelo (Aussenac 2000; Bravo-Oviedo et al. 2017), lo que limitaría la actividad biótica (Gliksmán et al. 2017; Purahong et al. 2014). A su vez, los suelos con menor cobertura suelen ser más fríos en invierno y más cálidos en verano (Aussenac 2000), lo que podría generar patrones estacionales en la velocidad de procesos como la mineralización de la materia orgánica. En este contexto, es necesario identificar cómo diferentes intensidades de corta afectan procesos clave como la producción y descomposición de restos vegetales.

Los estudios previos sobre el tema sugieren que la corta disminuye la producción de restos vegetales y aumenta su descomposición, o bien que no tiene efecto alguno (Bahamonde et al. 2012; Bahamonde et al. 2015; Caldente y et al. 2001). Sin embargo, ninguno de esos trabajos analiza estos procesos en un gradiente de intensidades de corta, ni fueron desarrollados en matorrales nativos bajos como los presentes en la provincia de Río Negro (Blanco et al. 2006; Blanco et al. 2011; Bravo-Oviedo et al. 2017; Kunhamu et al. 2009; Lado-Monserrat et al. 2016).

El objetivo de este trabajo es cuantificar el efecto de distintas intensidades de corta forestal sobre la producción y la descomposición de restos vegetales en matorrales dominados por árboles de bajo porte. Se evalúa la hipótesis que sostiene ambos procesos se maximizan a intensidades intermedias de corta debido al

equilibrio entre efectos positivos y negativos sobre ellos. En el caso de la producción de restos vegetales, esto podría deberse al balance entre los efectos positivos de la mayor incidencia de radiación solar y la mayor humedad del suelo (por una menor demanda vegetal de agua) sobre el crecimiento vegetativo del matorral remanente, y a los efectos negativos debidos a la menor densidad de vegetación. En el caso de la descomposición, esto obedecería al balance entre los efectos positivos de una mayor incidencia de radiación solar y los efectos negativos por una menor humedad superficial del suelo (por una mayor evaporación) y por la reducción de la actividad biótica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Se trabajó en tres sitios de la provincia de Río Negro (en las localidades de El Foyel y Los Repollos): ladera con exposición sur (FS: Foyel Sur; 810 m s. n. m.), ladera con exposición norte (FN: Foyel Norte; 800 m s. n. m.) y fondo de valle de altura (R: Repollos; 870 m s. n. m.) (Tabla 1). FS y FN son matorrales mixtos dominados por *Nothofagus antarctica* (ñire), *Schinus molle* ([Phil.] I.M. Johnston), *Lomatia hirsuta* ([Lam.] Diels ex Macbr.), *Diostea juncea* ([Gillies and Hook.] Miers) y *Embothrium coccineum* (J.R. Forst. and G. Forst.), mientras que en Repollos solo domina el ñire (Goldenberg et al. 2020a; Oddi et al. 2021). La exposición es una de las determinantes

principales de la fisionomía vegetal de la región (Chauchard et al. 2015) al modular las condiciones climáticas y de deposición de cenizas. Esto resulta en suelos más profundos, con mayor retención de humedad. Los sitios con exposición sur (FS) son más productivos que los sitios con exposición norte (FN), y ambos son más productivos que algunos sitios de fondo de valle de altura (R) (Goldenberg et al. 2020a) (Tabla 1). El área basal promedio es 23.2 m²/ha (12.5) para FS, 21.0 m²/ha (14.7) para FN y 20.7 m²/ha (12.6) para R (Goldenberg et al. 2020a).

El diseño de muestreo consistió en establecer 8 parcelas de 31.5x45 m en cada sitio; se las asignó aleatoriamente a uno de cuatro tratamientos (Figura 1): 0% (control), 30%, 50% y 70% de superficie de corta mediante remoción de la vegetación en seis fajas de 1.5, 2.5 y 3.5 m de ancho, respectivamente. Los tratamientos se implementaron en 2013 y 2014. En todos los casos, las parcelas se dispusieron de forma contigua y se estableció un borde de 4 m a los lados de cada una; en este borde no se realizaron intervenciones para reducir la dependencia espacial entre parcelas respecto del tratamiento aplicado en cada una. Los dos sitios en El Foyel (FS y FN) distan entre sí 200 m, y sus parcelas corren de este a oeste, atravesando en forma oblicua un cordón montañoso cuya línea de cumbre está entre ambos sitios. En el caso de los sitios FN y R, algunas de las parcelas están separadas por áreas (no utilizadas) de

Tabla 1. Variables estructurales de las parcelas (extrapolado a hectárea) en los tres sitios evaluados. Valores promedio por tratamiento de corta \pm error estándar. El volumen extraído se expresa en m³ estéreo de ramas y troncos de más de ~4 cm de diámetro. Modificado de Goldenberg et al. (2020a).

Table 1. Structural plot variables (extrapolated to hectare) at the three study sites. Average values per cutting treatment \pm standard error. The volume extracted is expressed as stere m³ of branches and logs with diameters greater than ~4 cm. Modified from Goldenberg et al. (2020a).

Sito (altura dominante <i>N. antarctica</i>)	Especies dominantes (área basal %)	Corta (%)	Densidad de pies (pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Volumen extraído (m ³ /ha)
R (2.5 m)	<i>N. antarctica</i> (100%)	0	37129 \pm 354	33.5 \pm 7.1	0
		30	30057 \pm 6011	26.2 \pm 6.6	8.5 \pm 1.6
		50	12730 \pm 3536	15.9 \pm 6.4	13.3 \pm 4.5
		70	9351 \pm 3382	7.3 \pm 4.9	6.2 \pm 0.1
FN (3.4 m)	<i>N. antarctica</i> (33%) <i>S. patagonicus</i> (28%) <i>L. hirsuta</i> (16%) Otras (23%)	0	8554 \pm 1591	34.8 \pm 11.3	0
		30	5073 \pm 2288	17.4 \pm 12.4	35.9 \pm 22.7
		50	5073 \pm 298	13.4 \pm 2.4	63.4 \pm 22
		70	3083 \pm 696	18.3 \pm 14.3	133.6 \pm 6.4
FS (6.1 m)	<i>N. antarctica</i> (35%) <i>S. patagonicus</i> (35%) <i>E. coccineum</i> (18%) Otras (12%)	0	9847 \pm 696	30.7 \pm 11.6	0
		30	7161 \pm 1392	27.6 \pm 8.9	86.8 \pm 29.6
		50	1691 \pm 99	23.9 \pm 6	159.1 \pm 10.9
		70	4277 \pm 2487	11.8 \pm 9.3	202.6 \pm 1.2

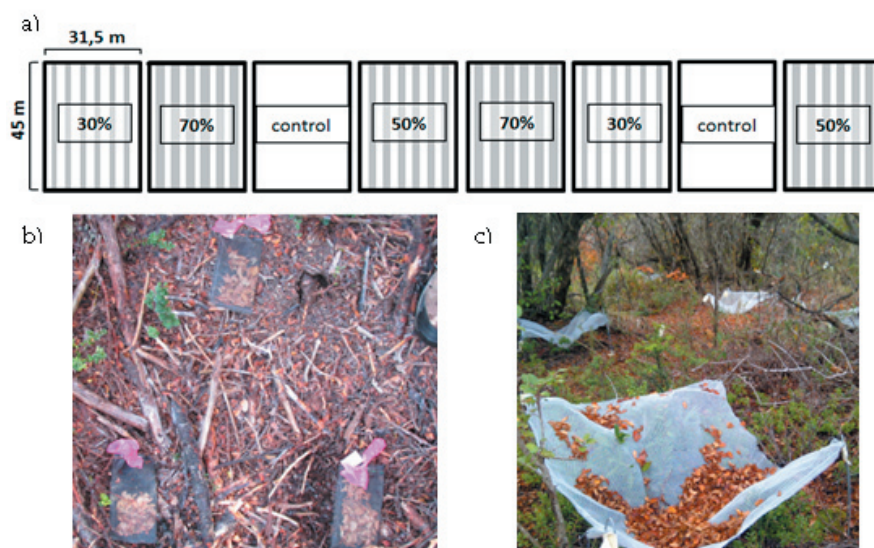


Figura 1. a) Diagrama del experimento por cortas crecientes en un sitio (FS) mostrando las seis fajas cortadas (líneas grises); b) bolsitas de descomposición y c) colectores de restos vegetales instalados en el campo.

Figure 1. a) Diagram of the experiment of increasing cutting at one site (FS) showing the six cut strips (grey lines); b) litterbags and c) litter traps, installed in the field.

un tamaño máximo semejante a dos parcelas. Estas zonas no fueron usadas porque tienen menor densidad de vegetación que el resto de las parcelas. Así se redujo la heterogeneidad entre parcelas para el experimento. Otros criterios de selección de parcelas fueron mantener la exposición norte y sur en FN y FS, respectivamente, disponer las filas de ocho parcelas de este a oeste (con fajas de corta de norte a sur), facilitar el acceso y respetar los límites legales de los campos. Estos objetivos se pudieron cumplir al ubicar las parcelas de cada sitio contra un límite de cada campo, optimizando la homogeneidad entre parcelas, y atravesando un desnivel máximo de 20 m en FS y FN, y de 3 m en R. La remoción de vegetación en cada faja fue completa (todas las especies) y se realizó cortando con motosierra al nivel del suelo. Las ramas y los troncos con un diámetro de 4 cm o más se acumularon en los extremos de cada faja de corta, mientras que el material más pequeño se redujo lo más posible con la motosierra y se distribuyó en el lugar donde se cortó.

Producción de restos vegetales

Se utilizaron colectores de caída para estimar la producción de restos vegetales (de Morais et al. 2021; Zhang et al. 2022). En el centro de cada parcela se colocaron colectores de caída de restos vegetales de 50x50 cm de malla mosquitera, elevados 20 cm del suelo con patas de alambre (Swift et al. 1979) (Figura 1). Se dispusieron en dos filas de cuatro colectores (FN y R; n=8), o en cuatro filas de seis colectores (FS; n=24), separados 2 m entre sí. La diferencia de n en el sitio FS se debe a que este sitio es parte de estudios de largo plazo

iniciados antes con otro protocolo; los datos que aporten los colectores serán compartidos. Los micrositios quedaron definidos solo por esta grilla, por lo que algunos colectores se ubicaron en las fajas raleadas y otros entre la vegetación remanente. Se instalaron en octubre de 2015 y los restos vegetales se recolectaron, secaron y pesaron en febrero y junio de 2016, luego de finalizado el período de caída de hojas. Por dificultades operativas de fuerza mayor, en Foyel Sur no se pudieron instalar colectores en tres parcelas (las dos parcelas de 70% y una de 0% de vegetación removida). Para el resto de los tratamientos se completó la distribución de colectores según el diseño planteado.

Descomposición

En cada uno de los tres sitios se recolectaron hojas senescentes de 5 a 10 individuos de ñire (la especie más abundante y presente en todas las parcelas), conformando una única muestra compuesta. El material se secó (70 °C, 72 h) y se lo usó para rellenar 300 bolsitas de 60 cm² y 0.35 mm de tamaño de malla plástica (1 g de hojas en cada una) (Karberg et al. 2008). Esta malla evita el ingreso de material vegetal, reduce las pérdidas y previene el ingreso de meso y macro fauna (Bradford et al. 2002). En mayo de 2015 (época de senescencia del ñire) se instalaron cuatro grupos de tres bolsitas en cuatro micrositios por parcela, elegidos al azar (Figura 1). La separación entre bolsitas de un mismo micrositio fue de 40 cm; antes de fijarlas con estacas de alambre se removió la hojarasca de la superficie del suelo. La disposición aleatoria de los cuatro micrositios permitió abarcar la heterogeneidad dentro

de cada parcela (e.g., entre franjas intactas y raleadas). Cada micrositio fue caracterizado en una circunferencia de 2 m de radio, centrada en el punto medio entre las bolsitas de descomposición de cada micrositio, midiendo la altura del árbol más alto y estimando visualmente el porcentaje de cobertura vegetal aérea, considerando toda la vegetación en pie con altura mayor a 30 cm. Esta información también se usó para caracterizar los sitios. Se extrajo una bolsita por micrositio en octubre de 2015, febrero de 2016 y junio de 2016 (169, 294 y 398 días de instaladas, respectivamente). Se secaron los contenidos (60 °C durante dos días) y se registró el porcentaje de materia orgánica remanente (%m.o.r.), corregido por el método de determinación (calcinación) de cenizas (Harmon and Lajtha 1999).

Análisis estadísticos

Los modelos lineales generales de efectos mixtos se construyeron con el programa estadístico R (R Core Team 2017), con la variable Parcela como factor aleatorio y las variables Corta (cuantitativa) y Sitio (categórica) como efectos fijos, así como la interacción entre estas dos últimas. Además, los modelos incluyeron estimaciones de la varianza según sitio mediante la función varIdent. La variable cuantitativa Corta se incluyó en los modelos mediante la función poly, que genera polinomios ortogonales (aquí de orden dos), lo que permite evaluar respuestas no lineales y su interacción con los factores fijos.

Para obtener la variable respuesta del modelo de producción, el peso de los restos vegetales (área=0.25 m²) se multiplicó por 4 para representar un área de 1 m², se lo dividió por los días de actividad según estación (primavera-verano=125 días; verano-otoño=104 días) y se lo multiplicó por 30 para representar lo colectado durante un mes promedio. Se transformó la variable respuesta aplicando la función log₁₀(x+1) debido a su distribución asimétrica. En el modelo de producción se agregó la variable Estación (dos niveles). Se utilizó el enfoque de inferencia multi-modelo para comparar la importancia de los diferentes predictores considerados a través de modelos con todas las posibles combinaciones de variables, sobre la base del criterio de información de Akaike corregido (AICc) (Harrison et al. 2018), y utilizando la función dredge del paquete MuMin (Barton 2019).

Para evaluar la presencia de interacciones entre la deposición de restos vegetales sobre las bolsitas y la descomposición, y para relacionarlas con las características de la vegetación local, se evaluó (a escala de parcela, n=21) la correlación entre descomposición, producción de restos vegetales, altura y cobertura vegetal. Se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman debido a la distribución no normal de algunas variables.

RESULTADOS

El porcentaje de cobertura promedio (y desvío estándar) para cada sitio fue 70% (16.2) en FS, 50.6% (16.8) en FN y 34.2% (20.1) en R. Por su parte, la altura promedio fue 3.33 m (0.96) en FS, 2.45 m (1.01) en FN y 1.89 m (1.01) en R.

El mejor modelo para explicar las variaciones en el peso de los restos vegetales acumulados (estimador de la producción) incluyó las variables Corta y Sitio, su interacción, el efecto cuadrático de Corta y la variable Estación (Tabla 2). En comparación con el modelo

Tabla 2. Efectos de la intensidad de corta, la identidad de sitio y la estación sobre el peso de restos vegetales colectados (producción) y el % de materia orgánica remanente (descomposición). Los coeficientes estimados (y error estándar) corresponden al modelo con el menor AICc. La variable respuesta para el modelo de peso de restos vegetales (producción) fue transformada con log₁₀. En negrita se resaltan los casos de efectos estimados que son al menos el doble que su error estándar. Los estimados para los efectos fijos son promedios, y para efectos aleatorios son desvíos estándar. NE=no evaluado.

Table 2. Effects of cutting intensity, site identity and season on the weight of litter collected (production) and % of organic matter remaining (decomposition). Estimated coefficients (and standard error) correspond to the model with the lowest AICc. The response variable for the model of weight of litter (production) was transformed with log₁₀. Cases of estimated effects that are at least twice their standard error are highlighted in bold. Estimates for fixed effects are means, and for random effects are standard deviations. NE=not evaluated.

Términos del modelo	Producción	Descomposición
(Intercept)	0.64 (0.06)	43.27 (0.68)
poly(Corta 2)1	-4.16 (1.11)	-2.61 (6.69)
poly(Corta 2)2	5.12 (1.15)	27.79 (6.69)
fSitioFs	0.24 (0.1)	0.96 (0.85)
fSitioR	-0.13 (0.08)	-2.47 (1.11)
festacionver_oto	0.08 (0.03)	NE
poly(Corta 2)1:fSitioFs	5.24 (2.47)	5.72 (8.37)
poly(Corta 2)2:fSitioFs	-11.93 (2.71)	-29.24 (8.37)
poly(Corta 2)1:fSitioR	1.24 (1.52)	-7.36 (10.84)
poly(Corta 2)2:fSitioR	-1.82 (1.58)	10.39 (10.84)
Random intercept	0.131	0.00017
Residual variance	0.343	2.9
Marginal r ²	0.429	0.428
Conditional r ²	0.502	0.428

nulo (sin ninguno de los predictores), el mejor modelo tuvo un AICc 33.3 unidades menor (a menor AICc, mejor es el ajuste del modelo a los datos), lo que refleja que los predictores explican una parte importante de la variación de la variable respuesta. Además, los modelos que no incluyeron los términos Corta*Sitio, Corta al cuadrado, y Estación tuvieron valores de AICc 24, 24.9, y 5.3 unidades mayores, respectivamente, que el mejor modelo. Esto implica que cada uno de esos términos tiene un efecto claro sobre la variable respuesta.

La producción de restos vegetales fue mayor en FS que en FN y R (Figura 2). El sitio FS tuvo valores máximos de peso de restos vegetales a intensidades de corta 30 y 50%, mientras

que los otros sitios a intensidades de 0 y 70% (Figura 3). El efecto de la estación sobre el peso colectado de restos vegetales (por mes) fue muy leve en favor del verano-otoño (febrero-junio: estimado=0.08, desvío estándar=0.029) en comparación con primavera-verano (octubre-febrero), siendo el factor con menor magnitud de efecto (Tabla 2).

Luego de la primera fecha de recolección de bolsitas de descomposición no ocurrieron pérdidas significativas de material (Figura 2), siendo las tendencias de cambio observadas en las fechas dos y tres menores a 5% (y de sentido errático), muy pequeñas en comparación con el cambio de 60% en la fecha uno con respecto al inicio del período de descomposición. Esto

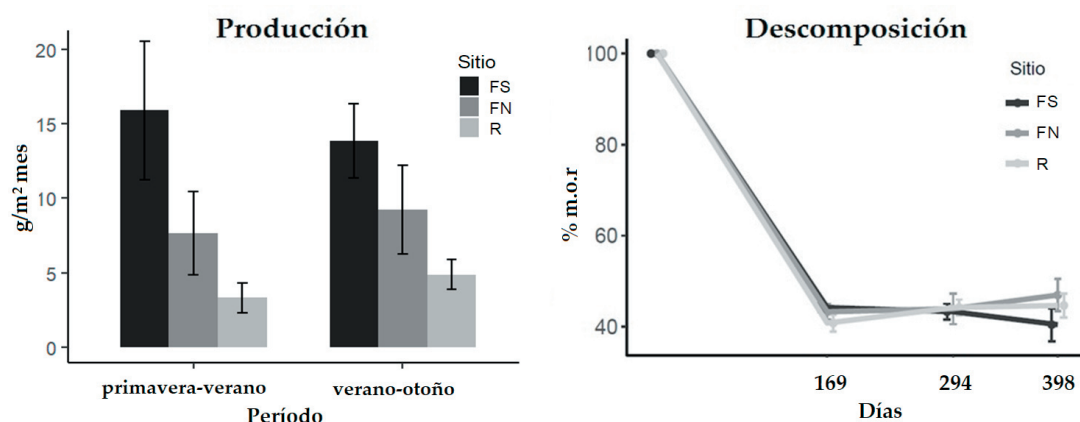


Figura 2. Producción de restos vegetales (por mes) en función del período en el que los colectores se dejaron activos, y descomposición en función de los días transcurridos desde el inicio del experimento. Los intervalos indican un error estándar. %m.o.r.=porcentaje de materia orgánica remanente. FS=Foyel Sur; FN=Foyel Norte; R=Repollos.

Figure 2. Litter production (per month) according to the period of litter traps activity, and decomposition according to the days passed since the beginning of the experiment. Intervals indicate standard errors. %m.o.r.=percent remnant organic matter. FS=South Foyel; FN=North Foyel; R=Repollos.

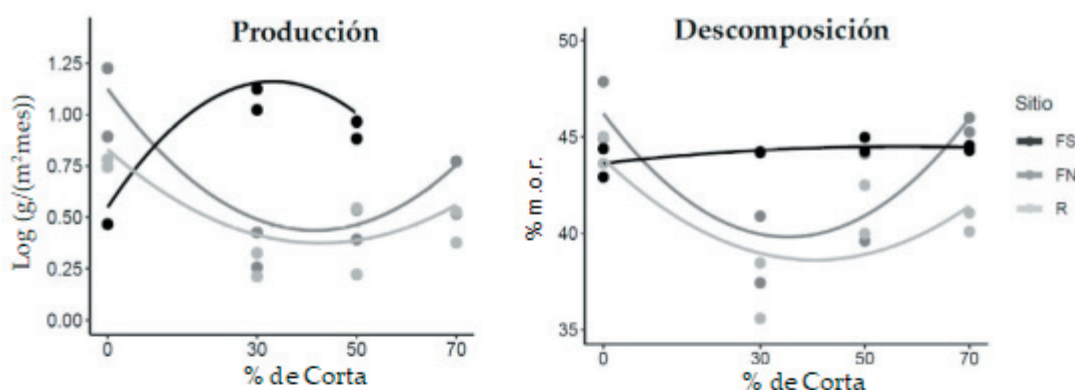


Figura 3. Respuesta de la producción de restos vegetales y descomposición de hojarasca foliar a las intensidades de corta (%). Cada punto es el valor promedio por parcela, y las curvas los valores predichos de los modelos de efectos mixtos. %m.o.r.=porcentaje de materia orgánica remanente; FS=Foyel Sur; FN=Foyel Norte; R=Repollos.

Figure 3. Response of production of plant remains and decomposition of leaf litter to cutting intensities. Each point is the average value per plot, and the curves are the predictions of the mixed effects models. %m.o.r.=percent remnant organic matter. FS=South Foyel; FN=North Foyel; R=Repollos.

sugiere que durante este tiempo (posterior a la fecha uno) cualquier cambio que pueda haber sufrido la hojarasca foliar en las bolsitas no fue por descomposición, sino por eventos fortuitos como contaminación, pérdida de material, etc. Esto se refleja en el aumento de variabilidad en el %m.o.r. desde la fecha uno hacia la fecha tres (Figura 2). Por esto, la variable respuesta del modelo de descomposición fue el %m.o.r. de las bolsitas recolectadas solo en la primera fecha.

El mejor modelo para %m.o.r. incluyó las variables Corta y Sitio, su interacción, y el efecto cuadrático de Corta (Tabla 2). En comparación con el modelo nulo (sin ninguno de los predictores), el mejor modelo tuvo un AICc 10.84 unidades menor. El delta AICc del mejor modelo (AICc=550.2, peso=0.85) con respecto al modelo sin la interacción Corta*Sitio fue 4.5, y sin Corta al cuadrado 5.9. Los sitios R y FN presentaron patrones cuadráticos, con valores máximos a 0 y 70% de corta, mientras que en FS no hubo variaciones importantes entre intensidades de corta, manteniendo valores relativamente altos y homogéneos de %m.o.r. (Figura 3).

Se observó una correlación positiva entre el %m.o.r. y el peso de restos vegetales (Tabla 3) para ambas estaciones. La relación entre el % de cobertura aérea y el %m.o.r. también resultó positiva. El peso de restos vegetales y la cobertura aérea, a su vez, se correlacionaron de forma positiva entre sí solo en el período verano-otoño. La altura no presentó correlaciones significativas.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En este trabajo evaluamos la relación entre un gradiente de intensidades de corta de biomasa forestal en fajas y dos procesos ecosistémicos clave: la producción y la descomposición de restos vegetales. Por un lado, encontramos como patrón general que la mayor pérdida

de material por descomposición de hojarasca foliar ocurrió en los primeros meses del ensayo durante la época más fría (febrero-octubre), sin cambios importantes en los meses siguientes, lo que probablemente implique una dominancia de factores abióticos. Por otro lado, observamos que la intensidad de corta influyó de forma no lineal sobre la producción y descomposición, con efectos variables entre los sitios evaluados.

Los factores abióticos como la duración y la frecuencia de congelamiento del material fueron asociados positivamente con la descomposición en los bosques templados (Taylor and Parkinson 1988; Zhu et al. 2013). A su vez, las condiciones microclimáticas que aceleran la descomposición abiótica podrían verse afectadas negativamente por la acumulación de restos vegetales (De Paz et al. 2013), al reducir la incidencia de la radiación solar y la amplitud térmica. Considerando que en un porcentaje importante de casos observamos deposición de hojarasca sobre las bolsitas de descomposición, esto podría explicar la asociación positiva que encontramos entre la producción de restos vegetales durante el período verano-otoño y el %m.o.r. Esto también se evidencia comparando los patrones entre los modelos de producción y descomposición.

Las particularidades de cada sitio se tradujeron en respuestas específicas de los procesos evaluados, más pronunciadas para la producción que para la descomposición. Sin embargo, los dos sitios más expuestos, con menor altura y cobertura vegetal (FN y R), mostraron un patrón en U respecto de la intensidad de corta. Estos resultados son opuestos a la hipótesis inicial de mayor producción de restos vegetales a intensidades de corta intermedias, pero están de acuerdo con la hipótesis inicial de mayor descomposición a intensidades intermedias. Con respecto a la producción, Bahru y Ding (2020) proponen

Tabla 3. Coeficientes de correlación de Spearman entre % de materia orgánica remanente (%m.o.r.), peso de restos vegetales, altura y porcentaje de cobertura vegetal.

Table 3. Spearman correlation coefficient between % remnant organic matter (%m.o.r.), litter weight, height and % of plant cover.

	m.o.r. (%)	Peso de restos vegetales primavera-verano	Peso de restos vegetales verano-otoño	Altura
Peso de restos vegetales primavera-verano	0.66**			
Peso de restos vegetales verano-otoño	0.80**			
Altura	0.11	0.25	0.33	
Cobertura	0.57**	0.34	0.72***	0.36

que independientemente de la densidad de vegetación, una mayor homogeneidad en la distribución del follaje mejora la captura de luz y aumenta la producción de restos vegetales, por lo que los cambios en la distribución del follaje derivados de la corta podrían depender del nivel de cobertura y altura vegetal del sitio. En nuestro caso, esto significaría que en los sitios más expuestos (FN y R), las intensidades de corta altas o nulas generan follajes distribuidos más homogéneamente que las intermedias. Sin embargo, es importante considerar que al momento de la colecta de muestras, las copas de los árboles estaban todavía en proceso de reconfiguración debido al poco tiempo transcurrido entre la intervención y los muestreos. En cuanto a la descomposición, si bien los resultados para FN y R respaldan la hipótesis inicial, el patrón no lineal observado podría deberse, entre otros aspectos, a un efecto indirecto de la deposición de restos vegetales sobre las bolsitas (De Paz et al. 2013), ya que fue mínima a intensidades intermedias de corta.

En contraste, el sitio FS mostró mayor producción de restos vegetales en las intensidades de corta intermedias, coincidiendo con la hipótesis original. Al recibir menor radiación solar, la corta podría aumentar la radiación incidente y remover material muerto en pie, y, de este modo, aumentar la producción de restos vegetales. Sin embargo, la falta de datos de producción en parcelas de mayor intensidad de corta (70%) en FS condiciona parcialmente la interpretación de los elevados valores de producción en las parcelas con cortas intermedias; es decir, podría haber una relación lineal creciente, con mayor producción de restos vegetales en parcelas con cortas al 70% que al 30 y 50%. No obstante, antes de alcanzar a un hipotético 100% de corta, la producción debería reducirse indefectiblemente, coincidiendo con la hipótesis original. Por otro lado, sería importante contar con el dato faltante de producción de restos vegetales en una de las parcelas control para aumentar la robustez del bajo y único registro obtenido. En general, la descomposición en FS se mantuvo en valores homogéneos y bajos aun en la parcela control, a pesar de la baja producción de restos vegetales allí registrada. Esto podría deberse a la orientación sur del sitio FS, que resulta en una menor incidencia de radiación

solar (Austin and Vivanco 2006) y una menor temperatura promedio (Prescott 2010).

Utilizar tres sitios con características diferentes (e.g., exposición al sol y consecuencias asociadas) nos permitió evaluar procesos en diferentes contextos propios de la región. Dada la amplia escala espacial de este experimento manipulativo de largo plazo, incorporar réplicas independientes de cada tipo de sitio resulta fuera de alcance. Sin embargo, el valor que aporta la heterogeneidad entre sitios es importante y aumenta la representatividad del experimento en la región.

La concepción clásica del proceso de descomposición incluye como variables reguladoras al clima (temperatura y humedad) a escala regional, a la calidad del material vegetal y a los organismos descomponedores (Swift et al. 1979). Sin embargo, se demostró que la respuesta de la descomposición ante los factores que la regulan depende del contexto local del sitio y microsítio (Bradford et al. 2016). En coincidencia, en este trabajo, la descomposición de hojarasca foliar se vio afectada por procesos a escala de parcela, y se destacó el papel de los factores abióticos mediados de manera directa por la topografía de los sitios y la intensidad de corta, y de forma indirecta por sus efectos en la cobertura vegetal y la acumulación de restos vegetales. Nuestros resultados sugieren que en los matorrales con menor cobertura vegetal y mayor exposición solar la descomposición de hojarasca foliar es más sensible a la corta de biomasa que en sitios con características opuestas.

Trabajos previos ya reportaron efectos no lineales de la intensidad de corta de biomasa sobre otros procesos ecológicos (Coulin et al. 2019; Goldenberg et al. 2020b; Goldenberg et al. 2021a,b; Nacif et al. 2020); estos evidencian la importancia de evaluar gradientes de intensidad de manejo que permitan refinar predicciones y mejorar las recomendaciones para el uso sustentable de los recursos forestales. A su vez, esto sugiere un grado elevado de complejidad debido a la respuesta de múltiples mecanismos a la acción humana en los ecosistemas forestales (Kuuluvainen 2009). De esta manera, el presente trabajo aporta información clave para gestionar sustentablemente los bosques nativos de la Patagonia norte.

REFERENCIAS

- Arias Sepúlveda, J. E., and V. Chillo. 2017. Cambios en la diversidad funcional del sotobosque y la tasa de descomposición frente a diferentes intensidades de uso silvopastoril en el noroeste de la Patagonia, Argentina. *Ecología Austral* 27: 029-038. <https://doi.org/10.25260/EA.17.27.1.0.297>.
- Aussenac, G. 2000. Interactions between forest stands and microclimate: ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science* 57:287-301. <https://doi.org/10.1051/forest:2000119>.
- Austin, A. T., and L. Vivanco. 2006. Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation. *Nature* 442:555-558. <https://doi.org/10.1038/nature05038>.
- Bahamonde, H. A., P. L. Peri, R. Álvarez, A. Barneix, A. Moretto, et al. 2012. Litter decomposition and nutrients dynamics in *Nothofagus antarctica* forests under silvopastoral use in Southern Patagonia. *Agroforestry Systems* 84:345-360. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9479-7>.
- Bahamonde, H. A., P. L. Peri, G. Martínez Pastur, and L. Monelos. 2015. Litterfall and nutrients return in *Nothofagus antarctica* forests growing in a site quality gradient with different management uses in Southern Patagonia. *European Journal of Forest Research* 134:113-124. <https://doi.org/10.1007/s10342-014-0837-z>.
- Bahru, T., and Y. Ding. 2020. Effect of stand density, canopy leaf area index and growth variables on *Dendrocalamus brandisii* (Munro) Kurz litter production at Simao District of Yunnan Province, southwestern China. *Global Ecology and Conservation* 23:e01051. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01051>.
- Barton, K. 2019. Package MuMIn. URL: cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/index.html.
- Blanco, J. A., J. B. Imbert, and F. J. Castillo. 2006. Influence of site characteristics and thinning intensity on litterfall production in two *Pinus sylvestris* L. forests in the western Pyrenees. *Forest Ecology and Management* 237:342-352. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.057>.
- Blanco, J. A., J. B. Imbert, and F. J. Castillo. 2011. Thinning affects *Pinus sylvestris* needle decomposition rates and chemistry differently depending on site conditions. *Biogeochemistry* 106:397-414. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9518-2>.
- Bradford, M. A., B. Berg, D. S. Maynard, W. R. Wieder, and S. A. Wood. 2016. Understanding the dominant controls on litter decomposition. *Journal of Ecology* 104:229-238. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12507>.
- Bradford, M. A., G. M. Tordoff, T. Eggers, T. H. Jones, and J. E. Newington. 2002. Microbiota, fauna, and mesh size interactions in litter decomposition. *Oikos* 99:317-323. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.990212.x>.
- Bravo-Oviedo, A., R. Ruiz-Peinado, R. Onrubia, and M. del Río. 2017. Thinning alters the early-decomposition rate and nutrient immobilization-release pattern of foliar litter in Mediterranean oak-pine mixed stands. *Forest Ecology and Management* 391:309-320. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.032>.
- Caldente, J., M. Ibarra, and J. Hernández. 2001. Litter fluxes and decomposition in *Nothofagus pumilio* stands in the region of Magallanes, Chile. *Forest Ecology and Management* 148:145-157. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00532-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00532-6).
- Chauchard, L., M. Frugoni, and C. Novack. 2015. Manual de Buenas Prácticas para el Manejo de las Plantaciones Forestales en la Región de la Patagonia Andina. Buenos Aires.
- CIEFAP-MAYDS. 2016. Actualización de la Clasificación de Tipos Forestales y Cobertura del Suelo de la Región Bosque Andino Patagónico. Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico, AR - Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, AR. Informe final.
- Coulin, C., M. A. Aizen, and L. A. Garibaldi. 2019. Contrasting responses of plants and pollinators to woodland disturbance. *Austral Ecology* 44:1040-1051. <https://doi.org/10.1111/aec.12771>.
- de Moraes, T. M. O., E. Berenguer, J. Barlow, F. França, G. D. Lennox, et al. 2021. Leaf-litter production in human-modified Amazonian forests following the El Niño-mediated drought and fires of 2015-2016. *Forest Ecology and Management* 496:119441. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119441>.
- De Paz, M., M. E. Gobbi, and E. Raffaele. 2013. Mantillo de las especies leñosas de matorrales del NO de la Patagonia: abundancia, composición, estructura y heterogeneidad. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 48:525-541. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v48.n3-4.7607>.
- FAO. 2012. State of the World's Forests. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Franklin, J. F., D. F. Berg, D. Thornburg, and J. C. Tappeiner. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems. Pp. 111-139 en K. A. Kohm and J. F. Franklin (eds.). *Creating a forestry for the 21st century: The Science of Ecosystem Management*. Island Press, Washington, DC.
- García-Palacios, P., F. T. Maestre, J. Kattge, and D. H. Wall. 2013. Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes. *Ecology Letters* 16:1045-1053. <https://doi.org/10.1111/ele.12137>.
- Gliksman, D., A. Rey, R. Seligmann, R. Dumbur, O. Sperling, et al. 2017. Biotic degradation at night, abiotic degradation at day: positive feedbacks on litter decomposition in drylands. *Global Change Biology* 23:1564-1574. <https://doi.org/10.1111/gcb.13465>.
- Goldenberg, M. G., J. H. Gowda, C. Casas, and L. A. Garibaldi. 2018. Efecto de la tasa de descuento sobre la priorización de alternativas de manejo del matorral Norpatagónico argentino. *Bosque* 39:217-226. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002018000200217>.
- Goldenberg, M. G., F. J. Oddi, M. M. Amoroso, and L. A. Garibaldi. 2020a. Effects of harvesting intensity and site conditions on biomass production of northern Patagonia shrublands. *European Journal of Forest Research* 139:881-891. <https://doi.org/10.1007/s10342-020-01292-6>.
- Goldenberg, M. G., F. J. Oddi, J. H. Gowda, and L. A. Garibaldi. 2020b. Effects of firewood harvesting intensity on biodiversity and ecosystem services in shrublands of northern Patagonia. *Forest Ecosystems* 7:47. <https://doi.org/>

- 10.1186/s40663-020-00255-y.
- Goldenberg, M. G., F. J. Oddi, J. H. Gowda, and L. A. Garibaldi. 2021a. Shrubland Management in Northwestern Patagonia: An Evaluation of Its Short-Term Effects on Multiple Ecosystem Services. Pp. 99-114 en P. Peri, G. Martínez-Pastur and L. Nahuelhual (eds.). *Ecosystem Services in Patagonia: A Multi-Criteria Approach for an Integrated Assessment*. Springer, Suiza. https://doi.org/10.1007/978-3-030-69166-0_5.
- Goldenberg, M. G., M. E. Nacif, F. J. Oddi, and L. A. Garibaldi. 2021b. Early response of *Nothofagus antarctica* forests to thinning intensity in northern Patagonia. *Canadian Journal of Forest Research* 51:3. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0187>.
- Gustafsson, L., S. C. Baker, J. Bauhus, W. J. Beese, A. Brodie, et al. 2012. Retention forestry to maintain multifunctional forests: a world perspective. *BioScience* 62:633-645. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.7.6>.
- Harmon, M. E., and K. Lajtha. 1999. Analysis of Detritus and Organic Horizons for Mineral and Organic Constituents. Pp. 143-165 en G. P. Robertson, D. C. Coleman, C. S. Bledsoe and P. Sollins (eds). *Standard Soil Methods for Long-term Ecological Research*. Oxford University Press.
- Harrison, X. A., L. Donaldson, M. E. Correa-Cano, J. Evans, D. N. Fisher, et al. 2018. A brief introduction to mixed effects modelling and multi-model inference in ecology. *PeerJ* 6:e4794. <https://doi.org/10.7717/peerj.4794>.
- Hautier, Y., D. Tilman, F. Isbell, E. W. Seabloom, E. T. Borer, et al. 2015. Anthropogenic environmental changes affect ecosystem stability via biodiversity. *Science* 348:336-340. <https://doi.org/10.1126/science.aaa1788>.
- Karberg, N. J., N. A. Scott, and C. P. Giardina. 2008. Methods for estimating litter decomposition. Pages 103-111 in C. M. Hoover. *Field measurements for forest carbon monitoring*. Springer, Dordrecht, Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8506-2_8.
- Kunhamu, T. K., B. M. Kumar, and S. Viswanath. 2009. Does thinning affect litterfall, litter decomposition, and associated nutrient release in *Acacia mangium* stands of Kerala in peninsular India? *Canadian Journal of Forest Research* 39: 792-801. <https://doi.org/10.1139/X09-008>.
- Kuuluvainen, T. 2009. Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in northern Europe: the complexity challenge. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 38:309-315. <https://doi.org/10.1579/08-A-490.1>.
- Lado-Monserrat, L., A. Lidón, and I. Bautista. 2016. Litterfall, litter decomposition and associated nutrient fluxes in *Pinus halepensis*: influence of tree removal intensity in a Mediterranean forest. *European Journal of Forest Research* 135:203-214. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0893-z>.
- Nacif, M. E., T. Kitzberger, and L. A. Garibaldi. 2020. Positive outcomes between herbivore diversity and tree survival: Responses to management intensity in a Patagonian forest. *Forest Ecology and Management* 458:117738. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117738>.
- Newbold, T., L. N. Hudson, A. P. Arnell, S. Contu, et al. 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science* 353:288-291. <https://doi.org/10.1126/science.aaf2201>.
- Oddi, F. J., M. G. Goldenberg, M. E. Nacif, K. Heinemann, and L. A. Garibaldi. 2021. Supervivencia y crecimiento de plantines de ciprés de la cordillera durante siete años en dos sitios contrastantes de Patagonia norte. *Ecología Austral* 31:204-215. <https://doi.org/10.25260/EA.21.31.2.0.1239>.
- Prescott, C. E. 2010. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry* 101:133-149. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0>.
- Purahong, W., D. Kapturska, M. J. Pecyna, E. Schulz, et al. 2014. Influence of different forest system management practices on leaf litter decomposition rates, nutrient dynamics and the activity of ligninolytic enzymes: a case study from Central European forests. *PLoS ONE* 9:e93700. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093700>.
- R Core Team. 2017. R: a Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: R-project.org.
- Reque, J. A., M. Sarasola, J. Gyenge, and M. E. Fernández. 2007. Caracterización silvícola de ñirantales del norte de la Patagonia para la gestión forestal sostenible. *Bosque* 28:33-45. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002007000100006>.
- Sala, O. E., F. S. Chapin, J. J. Armesto, E. Berlow, et al. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287:1770-1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>.
- Soler, R. M., S. Schindler, M. V. Lencinas, P. L. Peri, and G. M. Pastur. 2016. Why biodiversity increases after variable retention harvesting: a meta-analysis for southern Patagonian forests. *Forest Ecology and Management* 369:161-169. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.036>.
- Swift, M. J., O. W. Heal, and J. M. Anderson. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. University of California Press, Berkeley, United States.
- Taylor, B. R., and D. Parkinson. 1988. Does repeated freezing and thawing accelerate decay of leaf litter? *Soil Biology and Biochemistry* 20:657-665. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(88\)90150-2](https://doi.org/10.1016/0038-0717(88)90150-2).
- Weng, S. H., S. R. Kuo, B. T. Guan, T. Y. Chang, H. W. Hsu, et al. 2007. Microclimatic responses to different thinning intensities in a Japanese cedar plantation of northern Taiwan. *Forest Ecology and Management* 241:91-100. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.12.027>.
- Zhang, W., Y. Wang, J. Xiao, and L. Lyu. 2022. Species-specific coupling of tree-ring width and litter production in a temperate mixed forest. *Forest Ecology and Management* 504:119831. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119831>.
- Zhu, J., W. Yang, and X. He. 2013. Temporal dynamics of abiotic and biotic factors on leaf litter of three plant species in relation to decomposition rate along a subalpine elevation gradient. *PLoS ONE* 8:e62073. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062073>.